HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	LCA（ライフサイクルアセスメント）を用いた酪農経営の環境影響評価
Author(s)	増田, 清敬; MASUDA, Kiyotaka
Citation	北海道大学大学院農学研究院邦文紀要, 28(2), 203-297
Issue Date	2007-02-16
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/18646
Type	departmental bulletin paper
File Information	28-203.pdf

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

北大農研邦文紀要 28(2)：203～297，2007

LCA（ライフサイクルアセスメント）を用いた酪農経営の環境影響評価*

増　田　清　敬
（北海道大学大学院農学研究科生物資源生産学専攻農業経済学講座）

Environmental Impact Assessment of Dairy Farms Using the Life Cycle Assessment Method (LCA)*

Kiyotaka MASUDA
(Research Group of Agricultural Economics, Division of Bioresources and Product Science, Graduate School of Agriculture, Hokkaido University, Sapporo, 060-8589, Japan)

目　　次

第Ⅰ章　序　　論
A．背　　景 ……204
B．既存研究の成果 ……204
C．課題の設定と分析対象の限定 ……205
D．論 文 構 成 ……208
第Ⅱ章　酪農環境問題の発生とそのメカニズム
A．目　　的 ……210
B．わが国の酪農経営に関連する環境関係法 ……210
C．苦情発生件数からみた酪農環境問題の発生状況 ……211
D．酪農環境問題に影響を及ぼす環境負荷排出源 ……214
E．ま　と　め ……217
第Ⅲ章　LCA の分析枠組みと酪農経営への適用
A．目　　的 ……219
B．環境経済学における LCA の位置付け　219
C．国際規格に基づいた LCA の実施手法　221
D．わが国の農業分野における LCA 適用　223
E．酪農経営の LCA における分析枠組み　229
F．ま　と　め ……233
第Ⅳ章　北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化の LCA 評価
A．目　　的 ……236
B．北海道根室支庁における乳牛飼養密度の推移 ……236
C．乳牛頭数規模拡大における LCA の分析方法 ……237
D．乳牛頭数規模拡大における LCA の分析結果 ……243
E．ま　と　め ……248
第Ⅴ章　酪農経営の低投入型酪農転換による環境問題緩和の LCA 評価
A．目　　的 ……252
B．北海道根釧地域における低投入型酪農転換の取り組み概要 ……252
C．低投入型酪農転換における LCA の分析方法 ……255
D．低投入型酪農転換における LCA の分析結果 ……260
E．ま　と　め ……265
第Ⅵ章　酪農経営の飼料生産協業組織化による環境問題緩和の LCA 評価
A．目　　的 ……267
B．北海道興部町における飼料生産協業組織化の取り組み概要 ……267
C．飼料生産協業組織化における LCA の分析方法 ……269
D．飼料生産協業組織化における LCA の分析結果 ……276

* 北海道大学博士論文（2006）
Doctoral thesis submitted to the Graduate School of Agriculture, Hokkaido University (2006).

E．ま　と　め ……281
第Ⅶ章　要約及び結論 ……284
引 用 文 献 ……286
謝　　辞 ……296
Summary ……297

第Ⅰ章　序　　論

A．背　　景

わが国における酪農環境問題は，輸入飼料に依存した乳牛頭数規模拡大とそれに伴う家畜ふん尿の大量発生に起因した水質汚濁や悪臭等の局所的な環境問題として一般に認識されてきた。例えば，2002 年における全国の乳牛による苦情発生件数をみると，水質汚濁や悪臭に関連するものが 9 割以上を占めていることからも（農林水産省『平成 16 年畜産経営の動向』），わが国における酪農環境問題に対する関心が水質汚濁や悪臭に向けられていることが理解できる。

しかし，酪農環境問題は水質汚濁や悪臭のみに留まるものではない。家畜ふん尿や乳牛反芻等から排出される各種の環境負荷によって，酪農環境問題は水質汚濁や悪臭以外にも複数引き起こされるが，その環境影響が及ぶ範囲において概ね 3 つに分けられる*1。第 1 に，ごく限られた地域で局所的に環境影響を及ぼす問題として，悪臭，地下水汚染，重金属による土壌汚染，飼料中の硝酸塩蓄積やカリ過剰に伴う家畜生理障害，衛生病害虫の伝搬がある。第 2 に，より広範な地域に環境影響を及ぼす問題として，家畜ふん尿から排出される酸性化ガスによる降水や湖沼の酸性化，家畜ふん尿や化学肥料の養分流出による河川や海洋の富栄養化がある。第 3 に，地球全体に環境影響を及ぼす問題として，乳牛反芻や家畜ふん尿から排出される温室効果ガスによる地球温暖化がある。

これらの酪農環境問題のうち，より広範な地域に影響を及ぼす酸性化や富栄養化は，EU（European Union：欧州連合）では国境を越えた環境問題として広く認識されている。また，地球全体に環境影響を及ぼす地球温暖化は，京都議定書発効に伴う地球温暖化防止の一環として，国際的な抑制対策が求められている。つまり，酪農環境問題は，国内の局所的な環境問題に留まらず，今や国際的な環境問題として総合的に捉える必要が出てきたといえよう。

わが国における酪農環境問題を考える上で重要な地域は，北海道である。統計をみると，北海道は，2004 年において乳牛頭数 863,700 頭（全国比 51.1%），酪農経営 1 戸当たり乳牛頭数 95.6 頭/戸（全国比 162.9%）であり（農林水産省『平成 16 年畜産統計』），わが国最大の酪農地帯である。北海道は，都府県よりも大規模な酪農経営が成立していることから，酪農環境問題が顕著に現れる地域ではないかと推察される。

以上で述べてきたように，北海道酪農における環境問題について，ごく限られた地域内から地球全体への影響までを全て含めて総合的に評価することは，わが国において環境と調和した持続可能な酪農経営を展開していく上で重要な示唆を与えるものと考える。

B．既存研究の成果

まず，酪農経営における個々のプロセスから排出される環境負荷の定量化を試みた研究がある。具体的には，乳牛反芻や家畜ふん尿等から排出される環境負荷や農地から浸透，流出する環境負荷を定量的に評価する研究である。このような環境負荷は，酪農環境問題の発生原因となるため，自然科学領域で実験に基づいた多くの研究が蓄積されてきた。そのような研究を整理した文献を例示すると，畜産における温室効果ガス排出について整理した畜産技術協会［2002］，環境省［2002］，家畜ふん尿からの環境負荷排出について整理した長田[2001]，北海道酪農地帯における水質汚染について整理した草場・早川［1999］がある。

酪農経営を 1 つの生産システムとして捉え，窒素をはじめとする物質収支を定量的に評価した研究も多くみられる。わが国では，例えば，築城・原田［1996，1997a］，杉本他［1997］，北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科［1999］，猫本他［2003b］がある*2。築城・原田［1996，1997a］は，わが国（北海道，都府県）の酪農経営における窒素，リン，カリウムの養分循環について定量分析し，北海道よりも都府

県の方が農地における負荷量が高いことを示した。杉本他［1997］は，宮崎県内の酪農経営における窒素フローを定量化し，購入飼料による多量の窒素持ち込みのために，酪農経営が窒素循環に関して窒素を系外に排出する開放系として機能していることと，排出された窒素の一部が井戸水の硝酸態窒素濃度を高めている可能性を指摘した。北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科［1999］は，北海道立根釧農業試験場の畜産圃場における窒素フローを定量化し，肥培管理改善や施設整備によって系外への窒素揮散・流出を低減できることを示した。猫本他［2003b］は，畑酪混合地域の酪農経営と畑作経営間における家畜ふん尿と敷料の交換や交換耕作*3が窒素負荷量を低減させることを明らかにした。

また，酪農経営の窒素フロー分析を発展させ，窒素以外の指標であるエネルギー*4や経営的収益性を考慮して多面的な考察を行った研究に干場他［2001］，猫本他［2002，2003a］，河上他［2003］，加藤（河上）他［2004］がある*5。これらの研究は，酪農経営における窒素フロー分析から求めた環境に排出される窒素量やエネルギー消費量を求め，それらを農業所得で割って求められた指標を用いて分析を試みたものである。干場他［2001］は，以上の指標を提案し，酪農専業地帯の197戸の酪農経営を事例として分析した。猫本他［2002］は，干場他［2001］が考慮できなかった家畜ふん尿処理についての詳細分析を行うために北海道における1戸の酪農経営を事例として分析した。猫本他［2003a］は，複数の酪農経営におけるふん尿処理方法の違いについて農業所得当たり環境負荷排出量を比較した結果，労力を削減し，処理効率を向上させる新たなふん尿処理方法が必ずしも農業所得当たり環境負荷排出量を抑制しないことを明らかにした。河上他［2003］は，草地型酪農地帯の酪農経営における農業所得とエネルギー消費量または余剰窒素量の間には各々正の相関があることと，個別農家における農業所得の評価が高かったとしても環境負荷の評価も優れているとは限らない可能性があることを指摘した。加藤（河上）他［2004］は，草地型酪農地帯と畑酪混合地帯における酪農経営を比較し，農業所得が高い畑酪混合地帯の酪農経営が草地型酪農地帯の酪農経営よりも高い環境負荷をかけていたことを明らかにした。

以上，本論文に関連する既存研究の成果について述べたが，以下の問題点が残されていると考える。

第1に，多くの自然科学領域における実験に基づく研究は，酪農経営におけるステージ（具体的には，飼養管理，ふん尿処理，飼料生産における生産活動）ごとの別個の環境負荷排出に関する分析に限定されている点である。酪農経営における飼養管理，ふん尿処理，飼料生産という一連の生産活動から排出される環境負荷を別個ではなく網羅的に評価しない限り，酪農環境問題を総合的に定量評価することは困難である。そこで，自然科学領域における多くの研究成果をうまく積み上げて活用し，酪農経営から排出される環境負荷を全ステージにおいて総合的に定量評価する必要がある。

第2に，酪農経営を1つの生産システムとして捉えて分析した物質収支の研究は，多くが窒素をはじめとする養分フロー分析やエネルギー収支分析に留まっている。養分フロー分析は局地的な水質汚染問題を評価する上で有用な分析であり，また，エネルギー収支分析は投入される資源量を評価する上で有用な分析である。しかし，このような研究は，酪農経営の全ステージを評価対象とするものの，計測される環境負荷がごく一部に限定されており，地球温暖化，酸性化，富栄養化のような国際的な酪農環境問題を含めた総合的な定量評価には至っていない。

C．課題の設定と分析対象の限定

本論文の課題は，酪農経営における環境問題を総合的に定量評価し，持続可能な酪農経営に対して示唆を与えることである。本論文における持続可能な酪農経営とは，環境保全面と経営経済面が両立する酪農経営と定義した*6。

本論文の分析手法には，環境問題を定量的に評価する上で最も適していると考えられるLCA（Life Cycle Assessment：ライフサイクルアセスメント）を採用する。LCAは環境負荷

を定量化し，複数の環境問題として識別できる利点を持つ手法である（石谷・赤井［1999］）。LCA は本来工業分野を中心に発展してきた手法であるが，近年は農業分野でも適用されるようになった*7。本論文では，分析手法に LCA を用いることで，酪農経営から排出される複数の環境負荷を計測する。そして，計測された環境負荷を地球温暖化，酸性化，富栄養化という環境問題として定量化し，分析を試みる。

既存研究の成果に対する本論文の位置付けは，以下の通りである。第 1 に，ステージごとの別個の環境負荷を評価対象とした自然科学領域の実験に基づく研究に対しては，本論文においてこれらの研究成果を元に酪農経営の全ステージから排出される環境負荷を網羅的に把握し，さらに，地球温暖化，酸性化，富栄養化という国際的な酪農環境問題として識別することを試みる（図 1－1）。第 2 に，酪農経営の全ステージにおけるごく一部の環境負荷を評価対象とした物質収支の研究に対しては，本論文において計測対象とする環境負荷を大幅に増やし，さらに，地球温暖化，酸性化，富栄養化という国際的な酪農環境問題として識別することを試みる（図 1－2）。

なお，本論文の課題を解明するにあたり，分析対象を限定したい。本論文では，家族経営による平均的な乳牛頭数規模を飼養する酪農経営を分析対象とし*8，対象地域を酪農専業地帯に限定する。酪農専業地帯は，各種の酪農振興政策によって酪農経営の急速な乳牛頭数規模拡大が見られた地域であり，畑作との耕畜連携が困難であることも相まって酪農環境問題の悪化が

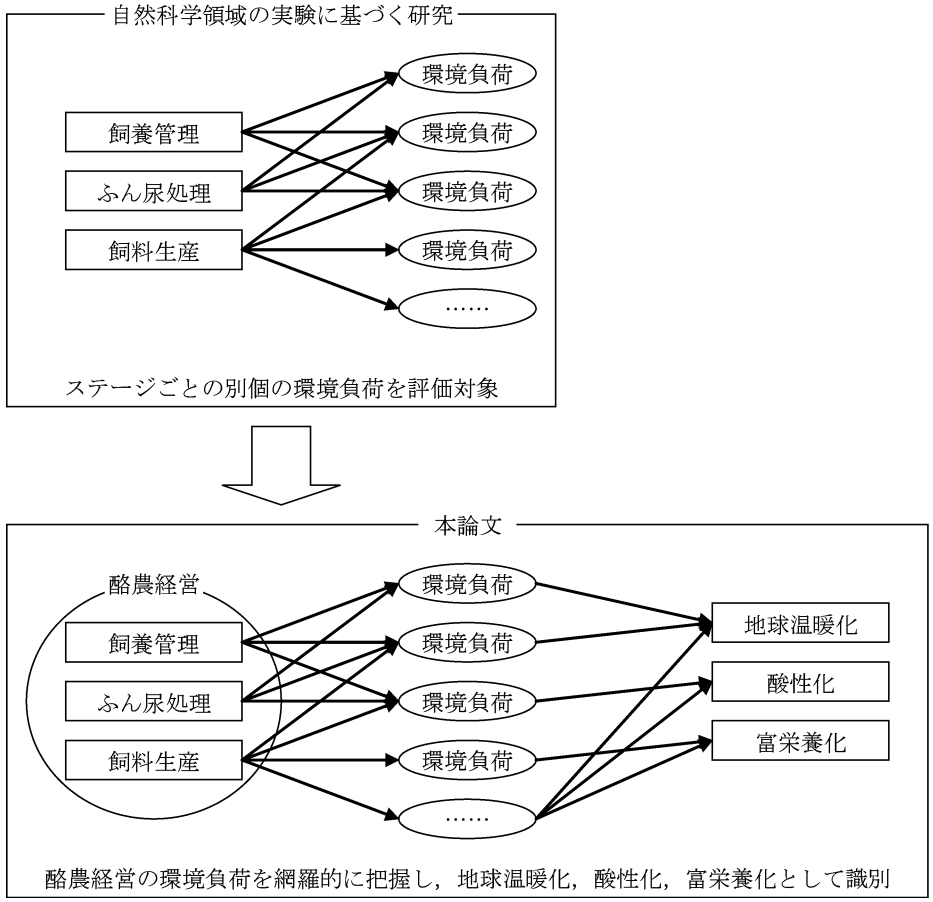

図 1－1　既存研究の成果に対する本論文の位置付け(1)
注：図中の矢印は概念的なものである。

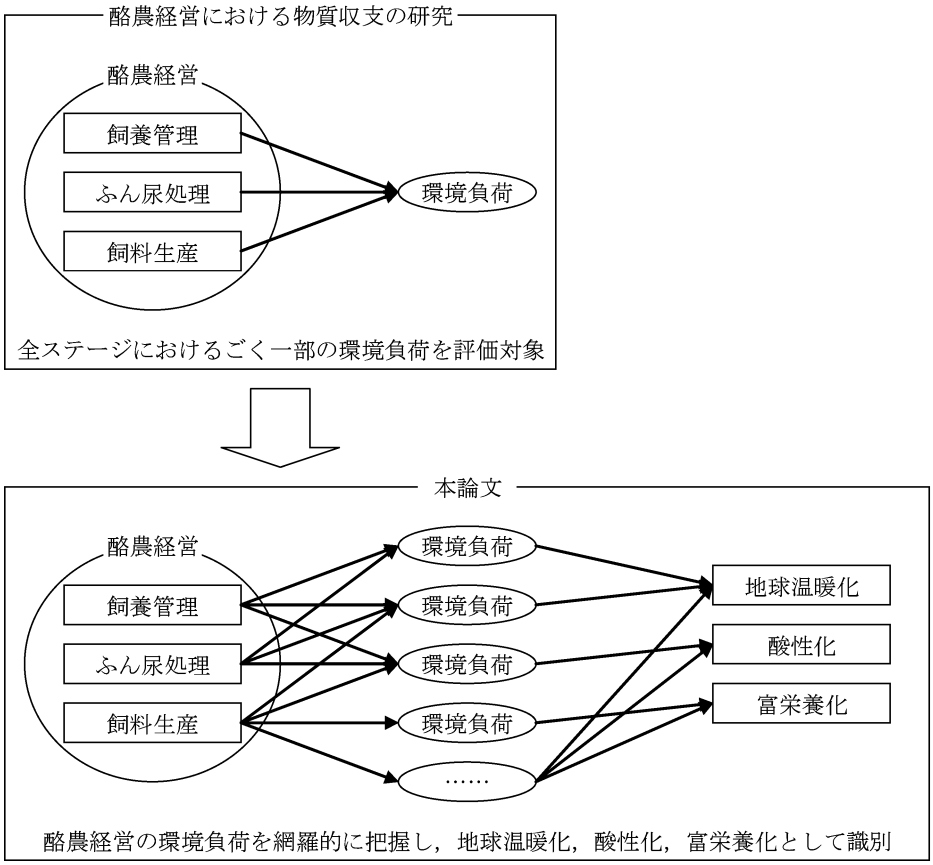

図 1−2　既存研究の成果に対する本論文の位置付け(2)
注：図中の矢印は概念的なものである。

強く懸念される地域と考えられるからである。

本論文では，まず，酪農専業地帯である北海道根室支庁を事例地域として，乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化について時系列評価を試みる。次に，環境問題緩和のための取り組みを行う持続可能な酪農経営について評価する*9。ただし，本論文では，前述したように環境保全面と経営経済面が両立する酪農経営を持続可能であると定義した。そこで，経営経済面でメリットがある取り組みであることが既に明らかにされている 2 つの事例，すなわち低投入型酪農転換（個別対応）と飼料生産協業組織化（組織対応）に限定して評価を試みる*10。

低投入型酪農転換は，乳牛頭数規模縮小，低泌乳化，外部資源投入量減少等の取り組みであることから環境問題緩和が期待できる。また，三友［2000］，吉野［1997，2003］によって，経営経済面でもメリットがあることが明らかにされている。低投入型酪農転換による環境問題緩和については，河上他［1997］がエネルギー消費量と CO_2 排出量の削減について明らかにしたが，本論文の背景で述べたような国際的な酪農環境問題（地球温暖化，酸性化，富栄養化）の評価には至っていない。そこで，本論文では，河上他［1997］の研究を拡張し，低投入型酪農転換による環境問題緩和の総合的な定量評価を行う。具体的には，酪農専業地帯である北海道根釧地域で取り組まれている「マイペース酪農」を事例として分析したい。

飼料生産協業組織化は，酪農経営が飼料生産協業組織を設立し，その組織が参加する酪農経営から農地を借り受けることで飼料生産を一括して行う取り組みである。それには様々なメリットが考えられるが，環境面からみると，参

加する酪農経営間における家畜ふん尿の共同利用や収穫された自給飼料の融通等によって購入肥料や購入飼料への依存を軽減できる取り組みであることから，環境問題緩和が期待できる。また，荒木・田中［2001］によって，飼料生産協業組織化は経営経済面でメリットがあることが明らかにされている。しかし，飼料生産協業組織化による環境問題緩和について定量的に示した研究は，筆者の知る限り存在しないことから，本論文において，総合的な定量評価を行う。具体的には，酪農専業地帯である北海道興部町で取り組まれている有限会社オコッペフィードサービスとその構成農家による飼料生産協業組織化を事例として分析したい。

D．論 文 構 成

本章では，本論文の背景を述べた上で関連する既存研究の成果を整理し，それを踏まえて課題の設定と分析対象の限定を行った。本論文は，本章を含めて全 7 章で構成されている（図 1－3）。

第Ⅱ章では，本論文で評価する酪農環境問題について整理する。まず，わが国における酪農環境問題に関連する環境関係法を整理した上で，乳牛による苦情発生件数からみた酪農環境問題発生状況をまとめる。次に，地球温暖化，酸性化，富栄養化に影響を及ぼす環境負荷がどのようにして酪農経営から排出されるのかを整理する。

第Ⅲ章では，本論文の分析手法である LCA

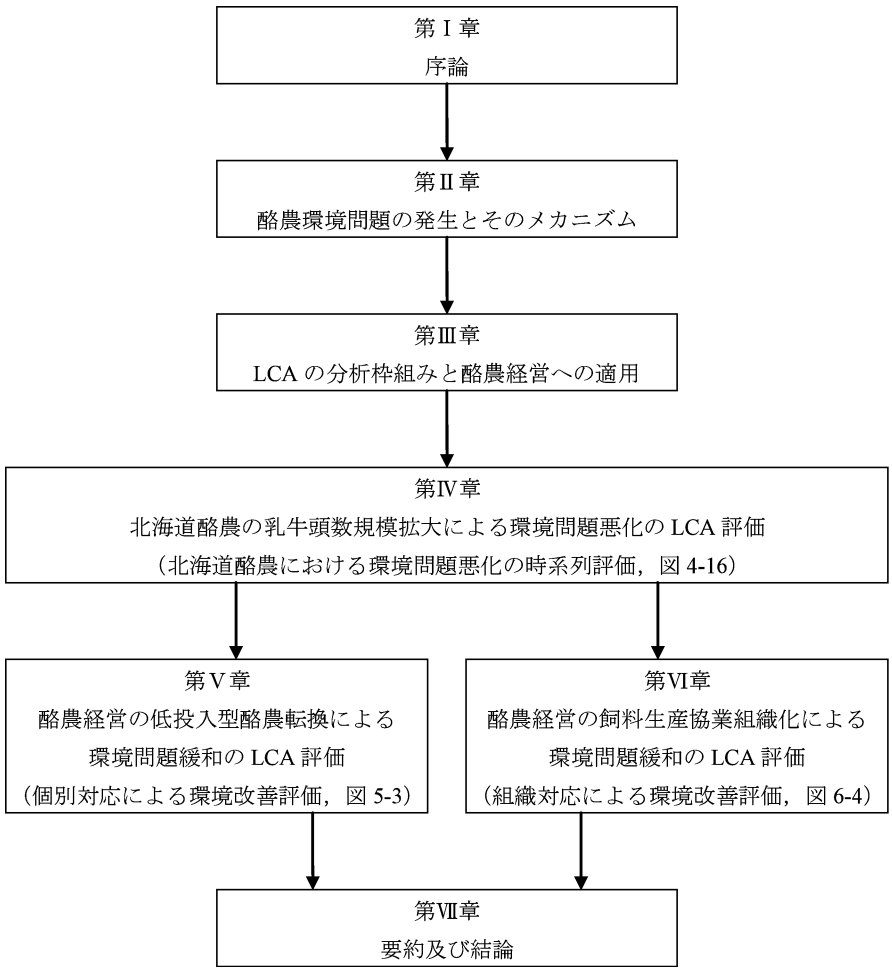

図 1－3　本論文の構成

の概要を述べ，酪農経営の LCA に関する分析枠組みを概説する。まず，環境経済学における LCA の位置付けを示した上で，国際規格に基づいた LCA の実施手法について概説する。そして，これまでにわが国の農業分野に適用された LCA 研究を網羅的に整理し，今後の展望について述べる。最後に，酪農経営の LCA における分析枠組みについて概説する。

第Ⅳ章では，LCA を用いて北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出状況を総合的に定量評価する。具体的には，乳牛頭数規模拡大が顕著な酪農専業地帯である北海道根室支庁を北海道酪農の事例地域とし，長期に渡る時系列での乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出量を総合的に定量評価する。つまり，北海道酪農における環境問題悪化を時系列で評価する。

第Ⅴ章では，LCA を用いて集約型酪農から低投入型酪農に転換することによる環境負荷削減効果を総合的に定量評価する。具体的には，北海道根釧地域において取り組まれている「マイペース酪農」を低投入型酪農の事例とし，「マイペース酪農」転換前後における環境負荷排出量を比較評価する。つまり，第Ⅳ章で示される北海道酪農における環境問題悪化を踏まえて，低投入型酪農転換に取り組む酪農経営が持続可能であるかどうかについて評価する。

第Ⅵ章では，LCA を用いて酪農経営の飼料生産協業組織化による環境負荷削減効果を総合的に定量評価する。具体的には，有限会社オコッペフィードサービスとその構成農家を事例とし，飼料生産協業組織に参加する酪農経営の環境負荷排出量を定量化する。さらに，飼料生産が協業組織化されていない場合（個別対応時）における環境負荷排出量をシミュレーション分析から推定し，飼料生産協業組織化時の環境負荷排出量と比較評価する。つまり，第Ⅳ章で示される北海道酪農における環境問題悪化を踏まえて，飼料生産協業組織化に取り組む酪農経営が持続可能であるかどうかについて評価する。

第Ⅶ章では，全体を要約し，結論を述べる。

注

*1 以下の分類は，西尾［1997］による畜産環境問題の整理を引用したものである。

*2 同様の分析を行った海外研究には，Aarts *et al*.[1999]，Dalgaard *et al*.[1998]，Halberg *et al*.［1995］，Ondersteijn *et al*.［2002］，Swensson, C.［2003］，Van Keulen *et al*.［2000］がある。

*3 賃貸借を伴わない農地の相互交換のことを指す（猫本他［2003b］）。

*4 酪農経営におけるエネルギーを評価した研究としては，大久保［1991］がある。

*5 関連する研究として，河上他［1997］は，低投入型酪農と言われる「マイペース酪農」について，エネルギー，CO_2，農業所得に関する評価を行った。

*6 もし乳牛頭数を 0 にするならば環境負荷も 0 になるのではないかという立論もあるが，それでは酪農経営の経営経済が成り立たないことから，持続可能とはいえないことになる。北海道の，特に酪農専業地帯では，厳しい自然条件のために牧草に代表される粗飼料以外の作物生産が困難であることから，農業経営は酪農という営農形態を選択せざるを得ないという現実がある。本論文では，この現実を踏まえ，酪農経営が環境負荷を排出するという事実を認めた上で，どのようにすればより環境保全面に配慮し，経営経済面でも改善する酪農経営を展開できるのかという視点で分析を試みる。

*7 海外を中心として，LCA を酪農環境問題の総合的な定量評価のために適用した研究もある。例えば，Cederberg and Mattsson［2000］，Haas *et al*.[2001]，Cederberg and Stadig［2003］，Hospido and Sonesson［2005］，Thomassen and de Boer［2005］があり，レビュー論文として De Boer［2003］がある。わが国においては，増田他［2003，2005a］がある。これらの詳細は第Ⅲ章において述べる。

*8 本論文では，法人経営による超大規模酪農経営（いわゆるメガファーム）等を対象とした分析は行わない。メガファームについては，畠山［2005］を参照。

*9 河川流域全体での土地利用も含めて酪農経

営から排出される環境負荷を抑制するというマクロ的・地域的視点も重要であるが，本論文では，個別の酪農経営が持続可能な酪農経営として展開するためにはどのような取り組みが有効であるのかというミクロ的・個別経営的視点に限定して分析を試みる。

*10 環境保全面にメリットがあると考えられる酪農経営の取り組みとしては，例えばバイオガスプラント導入が考えられるが，本論文の分析対象から除外した。なぜならば，バイオガスプラント導入は，NH_3 排出量が増加(酸性化等が悪化)する可能性が指摘されており（増田他［2005b］），必ずしも環境問題緩和に繋がらない部分もあるからである。なお，バイオガスプラントのような技術開発によって，酪農経営から排出される環境負荷を削減することも，長期的にみれば重要な論点であるが，本論文では明示的に取り扱わない。

第II章　酪農環境問題の発生とそのメカニズム

A．目　　的

本章の目的は，わが国における酪農環境問題の発生とそのメカニズムについて整理することである。

第 I 章で述べたように，わが国における酪農環境問題は，輸入飼料に依存した乳牛頭数規模拡大とそれに伴う家畜ふん尿の大量発生に起因した水質汚濁や悪臭等の局所的な環境問題として一般に認識されてきた。しかし，近年に入り，酪農環境問題は，国内の局所的な環境問題に留まらず，今や国際的な環境問題として総合的に捉える必要が出てきた。本論文は，酪農環境問題について，ごく限られた地域内から地球全体への影響までを全て含めて総合的に定量評価することを意図するものである。本章では，次章以下で試みられる分析に先駆けて，本論文で評価する国際的な酪農環境問題（地球温暖化，酸性化，富栄養化）について，わが国における現状を法的規制や苦情発生の状況から把握し，さらに，その自然科学的な発生メカニズムを概説しておきたい。

本章の構成は以下の通りである。B節では，わが国における酪農環境問題に関連する環境関係法を整理する。C節では，わが国における乳牛による苦情発生件数からみた酪農環境問題発生状況をまとめる。D節では，地球温暖化，酸性化，富栄養化に影響を及ぼす環境負荷がどのようにして酪農経営から排出されるのかを概説する。E節では，本章をまとめる。

B．わが国の酪農経営に関連する環境関係法

わが国の酪農経営に関連する環境関係法を整理すると，図 2－1 のようになる*1。酪農環境問題発生の大きな原因の 1 つである家畜ふん尿の処理，利用，汚染について，各種の環境関係法が酪農経営を規制している。

まず，酪農経営は，大きくは「環境基本法」に規制されている。「環境基本法」では環境基本計画が策定され，大気，水，土壌等の汚染レベルについての環境基準が行政目標として定められている*2。さらに，「環境基本法」に沿って制定された個別の環境規制法が存在する。具体的

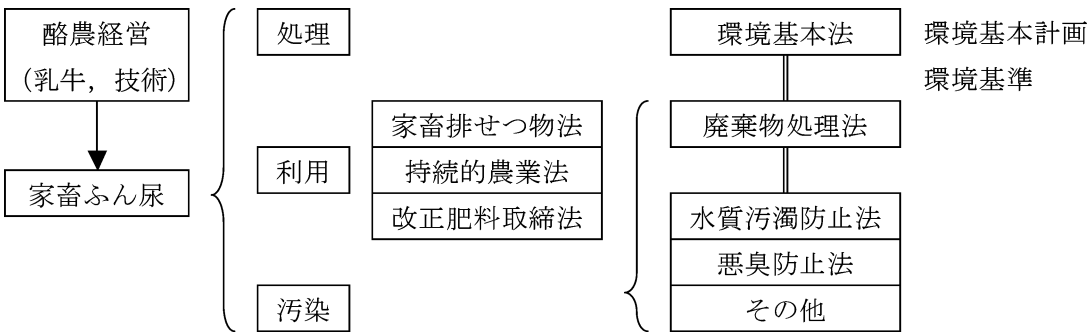

図 2－1　わが国の酪農経営に関連する環境関係法
資料：末國［2003］p.3 を加筆修正し，引用。

には,「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」(以下,「廃棄物処理法」とする),「水質汚濁防止法」,「悪臭防止法」等である*3。

第1に,「廃棄物処理法」は，一般廃棄物または産業廃棄物を処理する場合の手法，事業者の定義，処理業を行う場合に必要な許認可等の手続き及び罰則を定めた法律である。酪農経営にとっては，家畜ふん尿が産業廃棄物と定義されることから，その処理について規制される。ただし，家畜ふん尿は産業廃棄物として処理されるのではなく，堆肥等に加工処理され，農地に還元されることが多いことから，適正に処理されている限りは必ずしも産業廃棄物として扱われない。第2に,「水質汚濁防止法」は，公共用水域と地下水の水質汚濁防止のために，許容限度としての公共用水域への排水基準と飲用に用いられる地下水の浄化基準について，指定された有害物質ごとに定めた法律である。酪農経営にとっては，家畜ふん尿の流出による地下水への窒素排出基準（硝酸性窒素に関する10 ppmの残留規制)が最も重要な規制となる。第3に,「悪臭防止法」は，悪臭の原因物質とその程度について規定し，規制対象となる地域の許容限度を定めた法律である。酪農経営にとっては，家畜ふん尿から複数の悪臭物質が排出されることから，住宅密集地域の近くに酪農経営が存在する場合，規制対象となりうる。

また，酪農経営から排出される家畜ふん尿の処理と利用に関連した法律に農業環境3法がある。農業環境3法とは，1999年に成立した「家畜排せつ物の管理の適正化及び利用の促進に関する法律」(以下,「家畜排せつ物法」とする),「持続性の高い農業生産方式の導入の促進に関する法律」(以下,「持続的農業法」とする),「肥料取締法の一部を改正する法律」(以下,「改正肥料取締法」とする）のことである。

第1に,「家畜排せつ物法」は，家畜ふん尿の野積みや素掘りといった不適切な管理を禁止し，その管理基準*4を定めた法律である。「家畜排せつ物法」の管理基準は，家畜ふん尿の処理施設に関する基準と家畜ふん尿の管理方法に関する基準に分けられる。まず，家畜ふん尿の処理施設に関する基準では，不浸透性材料で築造した管理施設（堆肥舎や貯留槽等のふん尿処理施設)を整備することがあげられている。次に，家畜ふん尿の管理方法に関する基準では，①家畜ふん尿の管理施設での管理，②管理施設の点検，修繕，維持管理，③家畜ふん尿の年間発生量，処理方法，処理方法別数量の記録があげられている。以上の管理基準は，家畜ふん尿の流出による水質汚濁の防止に寄与するものである。第2に,「持続的農業法」は，有機性資源循環による土質改善と化学肥料や農薬の施用量減少を促進することを目的とした法律である。これらの促進のために，資金助成や課税の特例措置，各種補助事業が行われている。堆肥化された家畜ふん尿の耕種農家による利用促進に繋がるものであり，酪農経営にとっては，堆肥の需要量増加等の効果を見込むことができる。第3に,「改正肥料取締法」は，肥料の品質を国が保証する制度を規定する「肥料取締法」について，普通肥料区分の見直しと特殊肥料の表示制度導入という改正を行った法律である。この改正によって，普通肥料である汚泥*5を原料とする肥料について，農林水産大臣に生産登録し，含有する有害成分の最大量を定め，保証票（種類，名称，含有成分量，原料の種類等）を添付することとした。また，特殊肥料である堆肥や家畜ふん尿について，都道府県知事への生産登録や品質表示基準（種類，名称，含有成分量，原料の種類等）を定めた。

C．苦情発生件数からみた酪農環境問題の発生状況

酪農環境問題の発生は，地域住民からの苦情によって一般に認識されるものと考えられる。そこで，乳牛による苦情発生件数から，わが国全体及び北海道における酪農環境問題の発生状況を把握したい*6。

まず，わが国全体での酪農環境問題の発生状況を把握する。用いたデータは，農林水産省生産局調べによるものであり，要因別（水質汚濁関連，悪臭関連，害虫発生，その他）の苦情発生件数が示されている全国の苦情発生件数データ（1990～2002年）である。

図2－2，図2－3は全国における乳牛による苦情発生件数（実数及び比率）である。全畜種

による苦情発生件数の要因合計値は，1990 年の 4,419 件から 2002 年の 2,838 件まで減少した*7。ただし，乳牛による苦情発生件数の要因合計値をみると，1990～2002 年で概ね 900～1,000 件の間で推移しており，ほぼ一定であった。それゆえ，乳牛による苦情発生件数の要因合計値が全畜種に対して占める比率は，1990 年の 21.3%から 2002 年の 32.1%に増加した。苦情発生内容別でみると，悪臭関連，水質汚濁関連の苦情発生件数のみで乳牛による苦情発生件数の要因合計値に対して 9 割前後を占めており，悪臭関連，水質汚濁関連の順に苦情発生件数が多かった。特に悪臭関連の苦情発生件数が最も大きな比率を占めているのは，都府県の住宅密集地域に酪農経営が多く存在していることによるのではないかと考えられる。また，これらの比率は，1990～2002 年で概ね横ばいの傾向にあったが，2001 年以降に水質汚濁関連の苦情発生件数が大きく減少したことから（対前年比 −36.4%），相対的に悪臭関連の苦情発生比率が増加した。

次に，わが国最大の酪農地帯である北海道での酪農環境問題の発生状況を把握する。用いたデータは，北海道農政部食の安全推進室畜産振興課環境飼料グループ調べによるものであり，要因別（水質汚濁関連，悪臭関連，害虫発生，その他）の苦情発生件数が示されている北海道の苦情発生件数データ（1999～2003 年）である。

図 2−4，図 2−5 は北海道における乳牛による苦情発生件数（実数及び比率）である。全畜種及び乳牛による苦情発生件数の要因合計値は，2000 年に若干増加するもののその後は減少に転じており，ほぼ同じ増減傾向を辿っていた。乳牛による苦情発生件数の要因合計値は，最大値で 2000 年の 79 件であり，最小値で 2003 年の 36 件であった。苦情発生件数は乳牛が最も高く，乳牛による苦情発生件数の要因合計値が全畜種に対して占める比率は 46.8～62.2%であった。苦情発生内容別でみると，悪臭関連，水質汚濁関連のみで乳牛による苦情発生件数の要因合計値に対して 7 ～ 8 割を占めていることは，全国の傾向と同様であるが，北海道では，悪臭関連の苦情発生件数が水質汚濁関連の苦情発生件数よりも少ないことが全国とは異なる部分である。このことは，農村部が多く，豊富な農地資源が賦存する北海道では，都府県のよう

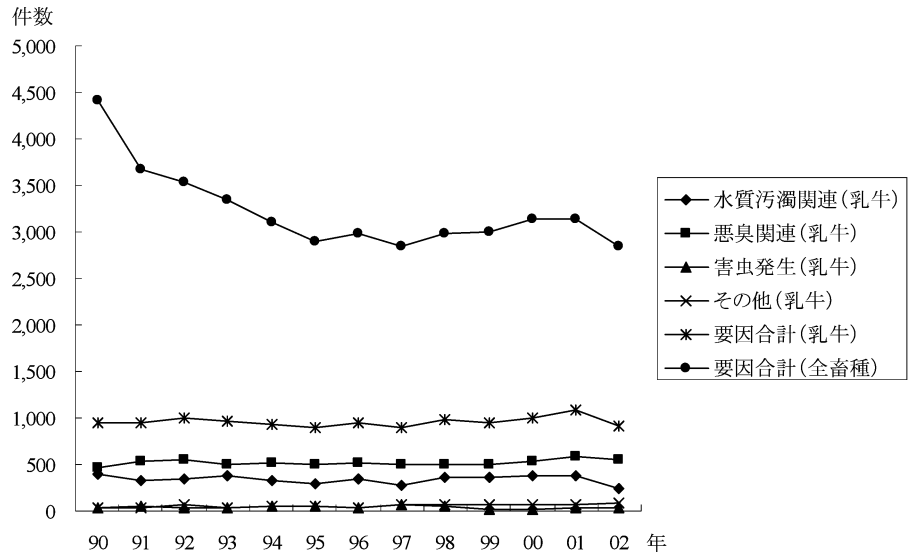

図 2−2　全国における乳牛による苦情発生件数（実数）
資料：農林水産省『畜産経営の動向』各年次より作成（原資料：農林水産省生産局調べ）。
注：これらの環境問題は併発している場合があるので，要因を合計した苦情発生件数は実際の苦情発生件数と必ずしも一致しない。

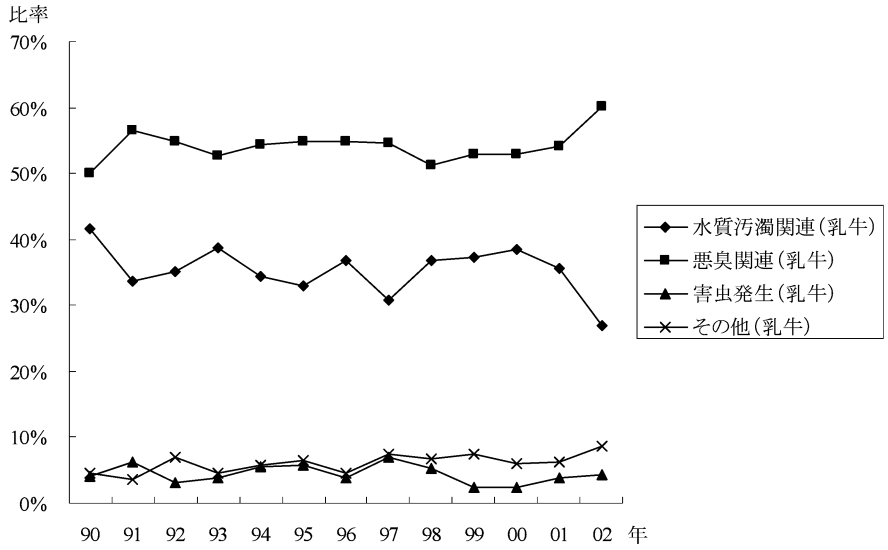

図2－3　全国における乳牛による苦情発生件数（比率）
資料：農林水産省『畜産経営の動向』各年次より作成（原資料：農林水産省生産局調べ）。
注：各要因の比率は，要因を合計した乳牛による苦情発生件数に占める割合である。

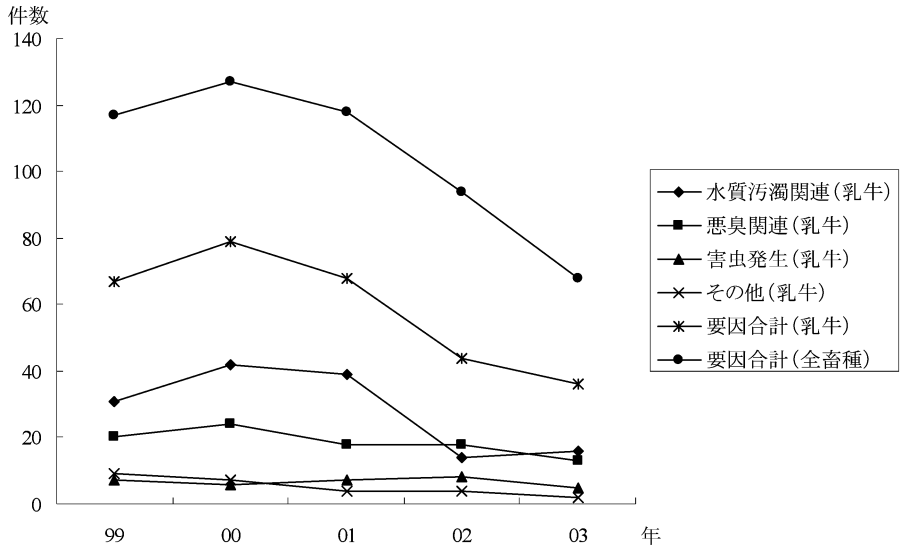

図2－4　北海道における乳牛による苦情発生件数（実数）
資料：北海道農政部食の安全推進室畜産振興課環境飼料グループ調べより作成。
注：これらの環境汚染は併発している場合があるので，要因を合計した苦情発生件数は実際の苦情発生件数と必ずしも一致しない。

に住宅密集地域に存在する酪農経営が相対的に少ないからではないかと推察される。また，時系列での変化をみると，2001年以降の乳牛による苦情発生件数減少は，主として水質汚濁関連の苦情発生件数減少によって引き起こされた。なお，水質汚濁関連の苦情発生件数減少は，その苦情発生比率の大幅な減少にも繋がった。

以上，わが国における乳牛による苦情発生件数について，全国及び北海道の状況を整理した。全国，北海道ともに，乳牛による苦情発生件数

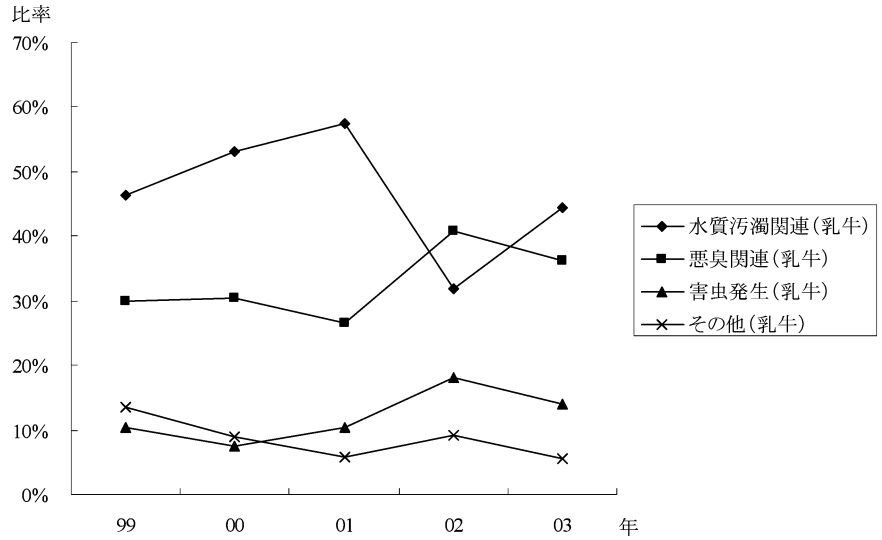

図 2－5　北海道における乳牛による苦情発生件数（比率）
資料：北海道農政部食の安全推進室畜産振興課環境飼料グループ調べより作成。
注：各要因の比率は，要因を合計した乳牛による苦情発生件数に占める割合である。

は悪臭関連及び水質汚濁関連によるものが大半を占めており，これらの酪農環境問題が地域住民によって強く認識されていることが明らかになった*8。悪臭や水質汚濁は，主として家畜ふん尿に起因する酪農環境問題である。それゆえ，B節で整理したように，わが国の酪農経営に関連する環境関係法が家畜ふん尿の処理，利用，汚染について規制していることは，乳牛による苦情発生の原因（家畜ふん尿）に対応したものであると推察される。また，全国，北海道のいずれにおいても 2001 年以降に水質汚濁関連の苦情発生件数に大きな減少が確認された。これは，家畜ふん尿の野積みや素掘りといった不適切な管理を禁止し，その管理基準を定めた「家畜排せつ物法」の施行によるふん尿処理施設の整備が進捗しつつあったことが影響していると考えられる*9。

D．酪農環境問題に影響を及ぼす環境負荷排出源

a．地球温暖化，酸性化，富栄養化の発生メカニズム

地球温暖化は，大気中の温室効果ガス濃度の増加によって引き起こされると言われている*10。大気中に含まれる温室効果ガス（CO_2，CH_4，N_2O 等）には，地表から放射される赤外線を吸収することによって太陽からの熱を地球に封じ込め，地表を暖める効果がある。この温室効果ガス濃度が産業革命以降の人間活動によって上昇したことから，地球温暖化に起因する環境問題（海面上昇や異常気象，砂漠化等）の発生が懸念され，地球規模での環境対策が必要とされている*11。

酸性化は，酸性雨（酸性化物質）の降下によって土壌や湖沼が酸性になることで引き起こされる*12。酸性雨には原因物質（NO_x，SO_x，NH_3 等）の排出源から数千 km も離れた地域にも影響を及ぼす性質があり，欧州等で問題になっている越境大気汚染の典型例である。酸性化物質は大気中で硫酸，硝酸等に変化し，雲を作っている水滴に溶け込んで酸性雨として地上に沈着（湿性沈着）するか，または，ガスや粒子の形で地上に沈着（乾性沈着）し，土壌や湖沼の酸性化に起因する環境問題（樹木の枯死や魚類等の水生生物減少等）を引き起こす。

富栄養化は，河川，湖沼，海洋中の栄養分（T-N，T-P 等）が増加していくことで引き起こされる*13。すなわち，栄養分がこれらの水域に流入し，植物性プランクトンや藻類が異常増殖することで，赤潮，淡水赤潮，青潮といった環境問題が発生する。その結果，魚介類の大量死等

の被害がもたらされる。富栄養化に影響を及ぼす栄養分排出源には，工場排水，生活廃水，農業排水等がある。

b．酪農経営における環境負荷排出源

図2－6は，地球温暖化，酸性化，富栄養化の各環境問題に関連した酪農経営における主要な環境負荷排出フローである*14。酪農経営は，乳牛を飼養管理して生乳を生産する飼養管理ステージ（畜舎），排出された家畜ふん尿を処理して自給肥料生産を行うふん尿処理ステージ（ふん尿処理施設），自給飼料を生産する飼料生産ステージ（農地）の3ステージに区分することができる。各ステージで排出される主要な環境負荷として，飼養管理ステージではCH_4，N_2O，NH_3，ふん尿処理ステージではCH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P，飼料生産ステージではCH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-Pが考えられる*15。CH_4，N_2Oは地球温暖化，NH_3は酸性化と富栄養化，T-N，T-Pは富栄養化に影響を及ぼす環境負荷である（CML［2002］）。以下では，酪農経営におけるこれらの環境負荷排出について概説したい*16。

1）酪農経営におけるCH_4排出

酪農経営におけるCH_4排出では，乳牛反芻と家畜ふん尿が排出源として考えられる*17。乳牛反芻からのCH_4は，第1胃（ルーメン）内に多数生息する細菌，原生動物，真菌等の嫌気性微生物が摂取した飼料のセルロースを発酵によって消化することで排出される。家畜ふん尿からのCH_4は，家畜ふん尿中に含まれる有機物が嫌気性消化によってCH_4に変換されることで排出される。

飼養管理ステージからのCH_4排出源には，乳牛反芻と家畜ふん尿が考えられる。特に乳牛反芻からの大量のCH_4排出が指摘されている。乳牛反芻からのCH_4排出量は，Shibata *et al.*［1993］によって乾物摂取量を説明変数とする簡易な推定式が構築されており，わが国の乳牛全体で0.182 Tg（Tg＝10^{12}g）が排出されると推定されている。また，搾乳牛舎におけるCH_4濃度は，大気中のCH_4濃度に比べて3.3～14.9倍であり，非常に高濃度であるとの報告がある（長田他［2004b］）。

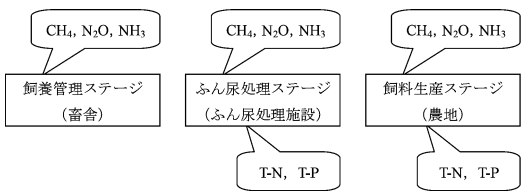

図2－6　酪農経営における主要な環境負荷排出フロー

ふん尿処理ステージからのCH_4排出源には，家畜ふん尿が考えられる。前述したように，家畜ふん尿が嫌気的に処理されることで含有する有機物からCH_4が排出される。それゆえ，家畜ふん尿が嫌気的になりやすい堆積発酵や貯留処理ではCH_4排出係数が高く，家畜ふん尿が好気的になりやすい強制発酵や浄化処理ではCH_4排出係数が低くなることが指摘されている（畜産技術協会［2002］）。また，長田他［2004a］によると，搾乳牛ふんを堆肥化した場合，他の家畜ふんの堆肥化よりもCH_4排出が極めて大きいことが報告されている。

飼料生産ステージからのCH_4排出源には，家畜ふん尿が考えられる*18。渋谷他［1995］は，放牧牛ふん（生ふん）やスラリーが草地に還元されると，数日間に渡るCH_4ガスフラックスが確認されたことを報告した。ただし，草地は大きなCH_4吸収機能を有しており，生ふん32 t/ha/年またはスラリー100 t/ha/年までの還元量ならば，家畜ふん尿からのCH_4排出量よりも草地土壌によるCH_4吸収量が上回るという試算もある（畜産技術協会［2002］）。

2）酪農経営におけるN_2O排出

酪農経営におけるN_2O排出では，家畜ふん尿，化学肥料，作物残渣が排出源として考えられる*19。家畜ふん尿からのN_2Oは，家畜ふん尿中の窒素化合物から排出される。窒素化合物は，好気的処理であれば無機化されてアンモニア性窒素となり，硝化過程において硝酸性窒素や亜硝酸性窒素に酸化され，その過程でN_2Oが排出される。さらに，好気的状態では安定的な硝酸性窒素が無酸素状態におかれると，脱窒過程を経てN_2OやN_2が排出される*20。家畜ふん尿や化学肥料の施用，作物残渣還元による土壌からのN_2Oは，無機化されたアンモニア性窒素

が硝酸化成し，脱窒することで排出される。

飼養管理ステージからの N_2O 排出源には，家畜ふん尿が考えられる。寺田他［1998］は，実測データから乳牛 1 日 1 頭当たりの畜舎内での N_2O 排出量を 9 mgN と仮定した場合，畜舎からの N_2O 排出量は，わが国の乳牛からの家畜ふん尿に由来する N_2O 排出量の 0.6％に相当すると推定し，極めて微量と指摘した。また，長田他［2004b］によると，搾乳牛舎における N_2O 濃度は大気中の N_2O 濃度に比べて 1.1～1.2 倍であり，それほど高い濃度ではなかったことを報告した*21。

ふん尿処理ステージからの N_2O 排出源には，家畜ふん尿が考えられる。CH_4 と同様にふん尿処理方法で N_2O 排出係数が異なることが指摘されている（畜産技術協会［2002］）。また，環境省［2002］によると，好気的処理であるスラリーの強制発酵や浄化における N_2O-N 排出係数が最も高く，好気性と嫌気性が混在する堆肥の堆積発酵やスラリーの貯留における N_2O-N 排出係数がそれに続いている。また，堆肥化過程における切り返しの直後に N_2O 排出量が大きくなることから，切り返しの頻度が N_2O-N 排出係数の違いの要因となる可能性も指摘されている（長田他［2004a］）。

飼料生産ステージからの N_2O 排出源には，家畜ふん尿，化学肥料，作物残渣が考えられる。渋谷［1995］は，放牧牛ふん（生ふん）やスラリーが草地に還元されると，1 週間以上に渡って N_2O ガスフラックスが確認されたことを報告した。なお，家畜ふん尿の施用による N_2O 排出は，家畜ふん尿の処理過程において易分解性有機物を発酵によって極力分解させてから施用することで抑制される（畜産技術協会［2002］）。また，化学肥料からの N_2O 排出は，環境省［2002］によって実測に基づいた N_2O-N 排出係数が算定されている。ただし，作物残渣については，環境省［2002］によると，わが国では研究調査中のため，IPCC（Intergovernmental Panel on Climate Change：気候変動に関する政府間パネル）が定めたデフォルト値の N_2O-N 排出係数が用いられている。

3）酪農経営における NH_3 排出

酪農経営における NH_3 排出では，家畜ふん尿と化学肥料が排出源として考えられる*22。家畜ふん尿からの NH_3 は，N_2O と同様に家畜ふん尿中の窒素化合物から排出される。窒素化合物は，好気的処理であれば無機化されてアンモニア性窒素となり，その一部が NH_3 として排出される。家畜ふん尿や化学肥料の施用による土壌からの NH_3 は，無機化されたアンモニア性窒素から排出される。

飼養管理ステージからの NH_3 排出源には，家畜ふん尿が考えられる。Groot Koerkamp *et al*.［1998］は，イングランド，オランダ，デンマーク，ドイツの 4 ヶ国で行われた実験データから，畜舎の形態別で NH_3 排出量が異なり，特にフリーストール牛舎からの NH_3 排出量が大きいことを明らかにした。また，長田他［2004b］は，搾乳牛舎における NH_3 濃度は 0.8～1.6 ppm であり，季節変動が大きいことを報告した。

ふん尿処理ステージからの NH_3 排出源には，家畜ふん尿が考えられる。前田他［2001］，長田他［2004a］，Petersen *et al*.［1998］は，堆肥化過程における NH_3 排出について報告した。堆肥化過程においては，発酵温度の高温化や有機物分解率の増加による NH_3 排出量増加が確認されており（前田他［2001］），また，切り返しの頻度が NH_3-N 排出係数の違いの要因となる可能性も指摘されている（長田他［2004a］）。また，Sommer *et al*.［1993］は，スラリー貯留時の NH_3 排出について報告し，その抑制について表面カバーの有効性を指摘した。

飼料生産ステージからの NH_3 排出源には，家畜ふん尿と化学肥料が考えられる。特にスラリー施用による NH_3 排出が指摘されており（北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科［1999］，Lockyer *et al*.［1989］，斎藤他［1989］），放牧牛ふん尿からの NH_3 排出の報告もある（杉本他［1993］，Sugimoto *et al*.［1992］）。なお，堆肥には硝化されなかったアンモニア性窒素が含まれるが*23，堆肥中のアンモニア性窒素の多くは NH_3 として排出されることが報告されている（Misselbrook *et al*.

［2000］）。また，化学肥料からの NH_3 排出では，尿素の排出係数が最も高いことが指摘されている（Misselbrook *et al*.［2000］）。

4）酪農経営における T-N，T-P 排出

酪農経営における T-N，T-P 排出では，家畜ふん尿や化学肥料が排出源として考えられる。家畜ふん尿からの T-N，T-P は，堆肥盤等の露天式ふん尿処理施設や野積み，素掘りによって家畜ふん尿の一部が流出することで排出される。家畜ふん尿や化学肥料の施用による土壌からの T-N，T-P については，それらの過剰施用を主因として作物体に吸収されなかった余剰分の窒素，リンの一部が排出されることによる。

ふん尿処理ステージからの T-N，T-P 排出源には，家畜ふん尿が考えられる*24。北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科［1999］は，窒素フロー分析によって露天式の堆肥盤から11.7％の窒素が流出すると推定した。また，大村［1995］は，酪農経営の家畜ふん尿の平均利用率から家畜ふん尿排出量に対して T-N が12％，T-P が 10％の割合で排出されると推定した。

飼料生産ステージからの T-N，T-P 排出源には，家畜ふん尿と化学肥料が考えられる*25。北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科［1999］は，系外から投入される窒素量のうち，6％が地下浸透し，同様に 6％が表面流去すると推定した。また，大村［1995］は，畑作酪農地帯の窒素，リン収支を求め，T-N では地下浸透量が地表流去量よりも多く，T-P では地表流去量が地下浸透量よりも多いことを明らかにした。さらに，草地において，投入窒素量に対する T-N の地下浸透率を 3.0％，表面流去率を 2.6％，投入リン量に対する T-P の地下浸透率を 0.1％，表面流去率を 1.7％と推定した。

ただし，酪農経営における T-N，T-P の排出実態を定量的に把握することは，時間と費用等の点から困難であることも少なくない。そこで，農場または農地における窒素やリンの投入と産出の差（余剰）を求める手法である Farm Gate Balance や Soil Surface Balance を用いて（OECD［1999］），分析を試みる研究も多くみられる*26。

E．ま と め

本章の目的は，わが国における酪農環境問題の発生とそのメカニズムについて整理することであった。

わが国における酪農経営は，各種の環境関係法によって規制されているが，特に，家畜ふん尿について規制されていることが明らかになった。このような環境規制は，酪農経営に対する苦情発生が家畜ふん尿に起因するもの（水質汚濁，悪臭等）に集中していることに対応していると推察される。近年では，酪農環境問題を地球温暖化，酸性化，富栄養化といった国際的な環境問題として取り上げる必要が出てきたが，現在のところ，わが国における環境規制及び地域住民の認識は，家畜ふん尿による局所的な酪農環境問題に焦点が当てられるに留まっている。今後，地球温暖化のように国際的な環境対策が求められることを鑑みれば，わが国においても局所的な酪農環境問題への対応だけではなく，国際的な酪農環境問題への対応が必要になると推察される。その際，本論文における酪農環境問題の総合的な定量評価は，わが国において持続可能な酪農経営を展開する上で有益な示唆を与えうると考える。

注

*1 本節の整理にあたり，末國［2003］による整理を参照した。また，農業環境 3 法については，農業・環境三法研究会［2001］を参照した。

*2 ただし，「環境基本法」は，基本法であるがゆえに直接的に酪農経営と関連するものではない。

*3 その他に家畜ふん尿を焼却処分する際の環境規制法として，「ダイオキシン類対策特別措置法」と「大気汚染防止法」が関連している（末國［2003］）。ただし，家畜ふん尿を還元するための農地が多く腑存する北海道においては，焼却処分される家畜ふん尿は極めて少ないと推察されることから，本節では，「ダイオキシン類対策特別措置法」と「大気汚染防止法」は扱わない。

*4 ただし，管理基準は頭数規模が小さければ適

用除外となる(酪農経営であれば,乳牛 10 頭未満)。また，管理基準の猶予期間を設けており,家畜ふん尿の管理施設の整備及び関連する管理方法に関する基準については 2004 年 11 月から施行することとした。ただし，管理方法に関する基準のうち,家畜ふん尿の記録については 2002 年 11 月から施行することとした。

*5 酪農経営においては,汚泥は浄化処理施設における固液分離によって発生する。ただし，一般的に汚泥という場合は下水汚泥のことを指す。

*6 本節では，乳牛による苦情発生件数に着目し,全国と北海道の状況についてその時系列での苦情発生内容の変化を整理した。なお，全国における畜種別の苦情発生件数について整理したものとしては，押田他 [1998] がある。

*7 ただし，この減少分の多くは，豚による苦情発生件数の減少（1990～2002 年で約 1,000 件減少）によるものである。

*8 酪農環境問題として悪臭も重要であることが本節において示されたが,悪臭は酪農経営周辺の極めて狭い範囲に影響を及ぼすに過ぎない酪農環境問題と考えられ，また，定量的な評価が困難であることから,本論文では評価対象から除外する。なお，水質汚濁については，水質汚濁物質（T-N，T-P）の計測を行うため，評価対象に含まれる。

*9 例えば，北海道は 2000 年に「北海道家畜排せつ物利用促進計画」を策定し，それに基づいて「家畜排せつ物法」に対応するふん尿処理施設整備を進めてきた。2004 年 8 月末時点で管理基準適用農家 11,500 戸のうち，9,366 戸の整備が完了した（北海道農政部資料)。

*10 地球温暖化に関する記述は,国立環境研究所［2005]，押田他［1998］を参照した。

*11 国際的な地球温暖化対策の取り組みとして，1997 年 12 月に京都で開催された第 3 回気候変動枠組条約締約国会議（COP3）において採択され，2005 年 2 月に発効した京都議定書がある（環境省 [2005])。京都議定書では，先進国全体の温室効果ガスの排出量を 2008～12 年までの期間中に 1990 年の水準より少なくとも 5％削減することを目的として，先進各国の削減目標を設定し，わが国は 6％削減を世界に約束した。

*12 酸性化に関する記述は，環境省［2004]，国立環境研究所［2005］を参照した。

*13 富栄養化に関する記述は，環境省［2004]，国立環境研究所［2005]，押田他［1998］を参照した。

*14 本節では,酪農経営から排出される主要な環境負荷（CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P）に限定して概説する。また，各ステージにおける生産活動のために投入される化石燃料の燃焼等からも環境負荷（CO_2，NO_x，SO_x 等）が排出されるが，本節では，酪農経営における生産活動から固有に発生する環境負荷に限定する。

*15 以下の本論文では，窒素，リンについて環境負荷として捉える場合のみ，T-N，T-P と記述する。

*16 以下で取り上げる環境負荷排出は,自然科学領域の実験に基づいた多くの定量的研究があるものの,その結果については各研究でばらつきが大きく，確定していない部分が多い。

*17 CH_4 排出に関するメカニズムの詳細は，畜産技術協会 [2002] を参照した。CH_4 排出に関するレビュー論文としては,畜産技術協会［2002]，長田［2001］がある。

*18 放牧を行う場合,乳牛反芻も飼料生産ステージの CH_4 排出源として考えられるが，飼養管理ステージにおける乳牛反芻からの CH_4 排出とそのメカニズムは同じである。

*19 N_2O 排出に関するメカニズムの詳細は，畜産技術協会 [2002] を参照した。N_2O 排出に関するレビュー論文としては,畜産技術協会［2002]，長田［2001］がある。

*20 CH_4 発酵法に代表される嫌気的処理であれば,窒素化合物は分解した後にアンモニア性窒素の形で安定し，N_2O は排出されない。

*21 ただし，長田他 [2004b] は，乳牛，肥育牛，豚，採卵鶏の各畜舎からの N_2O 排出におい

て，肥育牛舎で最も高い N_2O 濃度（大気中の N_2O 濃度に比べて 1.3〜2.1 倍）が観測されたと報告し，従来堆肥化処理や汚水処理の施設からに比べれば大きな発生ではないと考えられていた畜舎からの N_2O 排出について（長田［2001］），定量化の必要性を指摘した。

*22 NH_3 排出に関するメカニズムの詳細は，畜産技術協会［2002］を参照した。NH_3 排出に関するレビュー論文としては，Bouwman *et al*.［1997］，Bussink and Oenema［1998］，Misselbrook *et al*.［2000］，長田［2001］がある。

*23 堆肥中のアンモニア性窒素の動態には，堆肥化過程においてそのほとんどが NH_3 として揮散する場合と有機性窒素の無機化によって増加する場合の 2 通りがある（前田他［2001］）。

*24 ただし，現在においては，ふん尿処理ステージにおける T-N，T-P 排出は，1999 年の「家畜排せつ物法」の施行によって，野積み，素掘りの禁止と不浸透性のふん尿処理施設整備が義務付けられたことで規制されている（農業・環境三法研究会［2001］）。

*25 ただし，飼料生産ステージに対する窒素，リン投入としては，家畜ふん尿と化学肥料以外に降水や窒素固定が考えられ，これらも T-N，T-P の排出源となっている可能性がある。

*26 例えば，Farm Gate Balance を用いた研究として Dalgaard *et al*.［1998］，Halberg *et al*.［1995］，Ondersteijn *et al*.［2002］，Swensson［2003］，Van Keulen *et al*.［2000］，干場他［2001］，増田・宿野部［2004］があり，Soil Surface Balance を用いた研究として Mishima［2001］がある。

第III章　LCA の分析枠組みと酪農経営への適用

A．目　　的

本章の目的は，本論文の分析手法である LCA の概要を整理した上で，酪農経営の LCA における分析枠組みを概説することである。

農業分野には，自然循環機能のように環境に対する正の側面もあるが，一方で，化学肥料や農薬の多投等によって環境負荷を排出するという負の側面も有している。自然科学領域においては，農業分野の各排出源（例えば，家畜ふん尿，家畜反芻，農地土壌等）からの環境負荷排出実態が把握されてきた*1。ただし，農業分野では，温室効果ガス（例えば，CO_2，CH_4，N_2O 等）や酸性化ガス（例えば，NO_x，SO_x，NH_3 等），あるいは富栄養化物質（例えば，NO_x，NH_3，T-N，T-P 等）のように多様な環境負荷が排出されることから，これらの環境負荷を別個に分析するだけではなく，総合的に定量評価することが必要となる。そこで，農業分野における多様な環境負荷を総合的に定量評価する手法として，LCA が注目されている。LCA は，環境負荷を定量化するだけに留まらず，複数の環境問題として識別できる利点を持つ手法である（石谷・赤井［1999］）。そこで，酪農経営における環境問題を総合的に定量評価するにあたり，最も適していると考えられる LCA を本論文の分析手法として採用した。

本章の構成は以下の通りである。B 節では，環境経済学における LCA の位置付けを示す。C 節では，国際規格に基づいた LCA の実施手法について概説する。D 節では，これまでにわが国の農業分野に適用された LCA 研究を網羅的に整理し，今後の展望について述べる。E 節では，酪農経営の LCA における分析枠組みについて概説する。F 節では，本章をまとめる。

B．環境経済学における LCA の位置付け

植田他［1991］によると，環境経済学とは，現実の環境問題に対して経済学または政治経済学の方法を用いてアプローチする学問領域である*2。植田他［1991］は，環境経済学のアプローチとして，物質代謝論アプローチ，環境資源論アプローチ，外部不経済論アプローチ，社会的費用論アプローチ，経済体制論アプローチの 5 つをあげている。

第 1 に，物質代謝論アプローチは，エコロジー経済学やエントロピー経済学が含まれるアプローチである。現代の環境問題を人間と自然との間の物質代謝過程のあり方として分析するも

のである。第 2 に，環境資源論アプローチは，現代の環境問題について環境資源（例えば，森林資源，水資源，水産資源等）をめぐる経済問題として捉えようとするアプローチである。ストックとしての環境資源の持続可能な合理的利用とそこから生み出されるフローとしての環境サービスの最大化の関係を分析するものである。第 3 に，外部不経済論アプローチは，今日において環境問題に取り組む場合の主流的なアプローチである。ピグーによる外部不経済としての社会的費用の理論的認識に基づくものであり，発生する外部不経済を何らかの公共的政策手段を用いて市場経済に内部化するという考え方である。第 4 に，社会的費用論アプローチは，社会的費用という経済学上の概念を用いて環境問題発生原因とそれに対する環境政策のあり方を分析するアプローチである。社会的費用の発生は私企業体制の下では不可避であるという政治経済学的志向をもつカップのアプローチを意識したものである。第 5 に，経済体制論アプローチは，経済体制のあり方が持つ重要性を強調する政治経済学的な方法論に基づくアプローチである。環境問題を具体的に解決していく場合，経済体制上の諸要因を分析していく必要がある。

以上の環境経済学における 5 つのアプローチのうち，LCA は物質代謝論アプローチに属していると考えられる。その理由は以下の通りである。LCA は，製品のライフサイクルを通じての環境影響を定量的に評価する手法であり（石谷・赤井［1999］），具体的には，製品生産，消費，廃棄における物質収支分析から環境負荷を計測する手法である。物質代謝論アプローチには，経済システムを自然環境との連関を含めた物質循環の一環として位置付けようとする共通した観点があることから，経済システムにおける製品生産，消費，廃棄の物質収支分析を行う LCA は，物質代謝論アプローチに属していると考えられる。

LCA を物質代謝論アプローチにおける物質収支モデルから説明すると，図 3−1 のように示すことができる。生産者と消費者の 2 部門からなる経済システムは自然環境に内包されており，生産者は自然環境から原材料を調達し，製

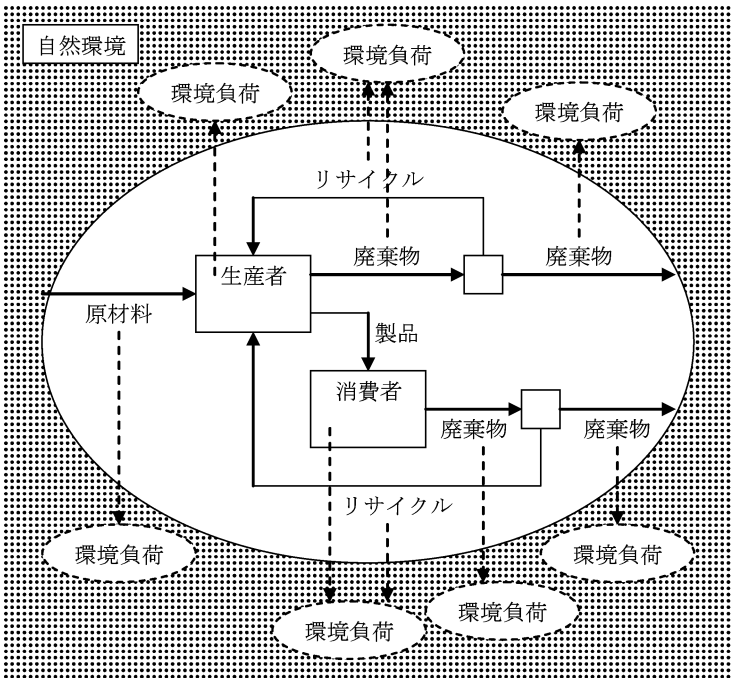

図 3−1　自然環境と経済システムにおける物質収支モデル
資料：Field［1997］p.26 を加筆修正して引用。

品生産を行う。消費者は生産された製品の供給を受け，消費する。生産，消費活動の各過程では環境負荷や廃棄物が排出され，廃棄物の一部はリサイクルに回される。そして，排出された環境負荷や廃棄物は最終的に自然環境に影響を与え，自然環境の質を劣化させる。LCA は，図3−1 に示された製品に関わる全ての活動，すなわちライフサイクル*3 において排出される環境負荷を定量的に評価する手法として位置付けられる。

ここで，自然環境の質が劣化することを抑制するためには，自然環境に対する環境負荷や廃棄物の排出量を削減する必要がある。それゆえ，それらの削減手段を講じるための知見を得ることにおいて，環境負荷を定量化し，環境問題として識別することができる LCA は有効な分析手法である。

C．国際規格に基づいた LCA の実施手法

a．LCA の概要

LCA は製品のライフサイクルを通じての環境影響を定量的に評価する手法である*4。ライフサイクルとは，B節で述べたように，製品の生産から消費，そして廃棄といった一連の過程を指すものであり，ライフサイクルを評価する LCA は，「ゆりかごから墓場まで」を評価する手法として知られている。

このような LCA の概念を用いた研究は，1969 年にコカ・コーラ社の委託で米国ミッドウェスト研究所が飲料容器（リターナブルガラスびん）を対象として実施した LCA 研究が最初と言われている。この研究以降，欧米を中心に LCA 研究が活発化したが，LCA の手法における不統一性，不完全性も指摘されていた。そのような中で，ISO（International Organization for Standardization：国際標準化機構）で取りまとめが進められていた環境管理に関する規格において LCA が議論されることとなり，最終的に 1997〜2000 年にかけて LCA の国際規格が ISO 14040〜14043 として発行された（石谷・赤井［1999，2001］，ISO［2000a，2000b］）。

b．LCA の実施手順

図 3−2 は，国際規格に基づいた LCA の実施手順を示したものである。国際規格に基づいた LCA は，目的及び調査範囲の設定，インベントリ分析（ライフサイクルインベントリ分析），影響評価（ライフサイクル影響評価），解釈（ライフサイクル解釈）の 4 つの段階で構成される。また，図 3−3 は，LCA における計算手順の流れを示したものである。LCA において，環境負荷を計測する段階はインベントリ分析，環境負荷を環境問題として識別する段階は影響評価である。以下では，これらの図を参考にしながら，国際規格に基づいた LCA の実施手順を概説したい。

目的及び調査範囲の設定は，調査の目的と調査の対象となる製品システム，機能単位等を設定する段階である。製品システムは，生産，消費，廃棄の 3 つのプロセスで構成される。これらの各プロセスにおける活動のために資源やエネルギーが投入され，環境負荷や廃棄物が排出される。機能単位とは，この製品システムにおける生産物 1 単位のことを指し，そのフローは生産から消費，消費から廃棄という各プロセス間を繋いだ矢印で示される。また，これらのプロセスを内包する製品システム境界の内部が調査範囲となる。

インベントリ分析は，製品システムに投入される資源やエネルギー及び製品システムから排出される環境負荷や廃棄物を定量化するためのデータ収集と計算を行う段階である。インベン

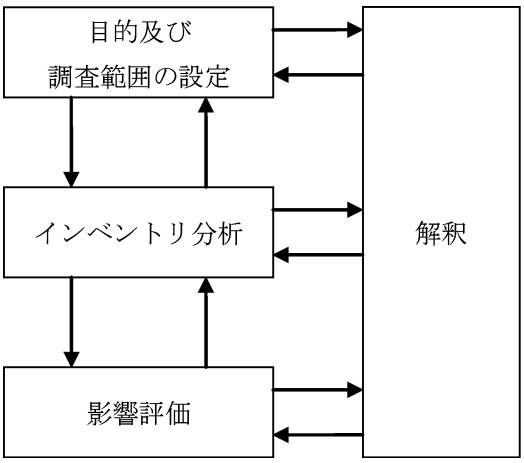

図 3−2　国際規格に基づいた LCA の実施手順
資料：石谷・赤井［1999］より作成。

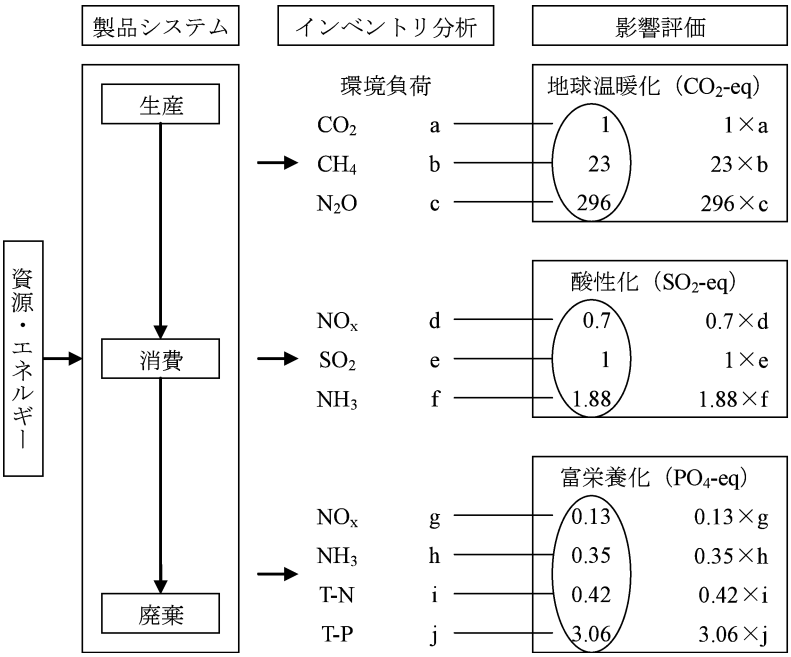

図 3－3　LCA における計算手順の流れ
資料：荻野［2004］p.33 を加筆修正して引用。
注：影響評価における各環境影響カテゴリー中の円内の数値は特性分析係数であり，CML［2002］による。

トリ分析の計算方法には積み上げ法と産業連関法*5 があるが，LCA の国際規格は，製品のライフサイクルにおける投入と産出を詳細に計算して集計する方法である積み上げ法をベースに作成されている。具体的には，製品システムについて，各プロセスにおける資源やエネルギーの投入と環境負荷や廃棄物の排出に関するフローを示した図（ライフサイクルフロー図）を作成し，モデル化する。次に，モデル化された製品システムにおける投入と産出のデータについて，その妥当性や整合性を検証しつつ収集し，集計する。ここで，もし製品システムが複数の生産物を生産するならば，どの生産物に資源やエネルギーまたは環境負荷や廃棄物のフローをどれだけ帰属させるかという配分の問題が生じる。このとき，これらのフローは，一定の基準によって各生産物に配分される*6。

影響評価は，環境負荷を各環境影響カテゴリーに割り振ること（分類化），各環境影響カテゴリー内で環境負荷を環境問題として定量化すること（特性化），可能な場合は特性化の結果を統合すること（重み付け）を行う段階である。図 3－3 における分類化と特性化を例に取ると，まず，インベントリ分析で計測された 8 種類の環境負荷（CO_2，CH_4，N_2O，NO_x，SO_2，NH_3，T-N，T-P）を地球温暖化（CO_2，CH_4，N_2O），酸性化（NO_x，SO_2，NH_3），富栄養化（NO_x，NH_3，T-N，T-P）の各環境影響カテゴリーに分類する。次に，分類された環境負荷に特性分析係数を乗じて各環境問題として定量化する。例えば，CO_2，CH_4，N_2O の温室効果ガスを地球温暖化という環境問題として定量化するならば，これらの環境負荷に特性分析係数として CO_2：1，CH_4：23，N_2O：296（CML［2002］）を乗じ，CO_2 等量に換算する。

解釈は，設定された目的及び調査範囲とインベントリ分析，影響評価から得られた知見が整合するかどうかについて，感度分析等を用いて再吟味し，修正を行う段階である。例えば，感度分析では，LCA の実施において設定した仮定やデータを変化（±25％等）させることによって，インベントリ分析や影響評価の結果がどの

程度変化するのか，その感度を算出する。それによって，設定した仮定やデータが最終的な結果に与える影響度を調査する。

D．わが国の農業分野における LCA 適用

本節では，わが国の農業分野に適用された LCA 研究を評価対象別に整理して紹介する（表3−1）。具体的には，1998 年以降[*7] に発表されたわが国の農業分野を対象とし[*8]，LCA であることを明記した事例研究に限定して整理した[*9]。なお，LCA と明記していないものの，1998 年以前にも LCE（Life Cycle Energy：ライフサイクルエネルギー）分析や $LCCO_2$（Life Cycle CO_2：ライフサイクル CO_2）分析のように，LCA 的な考え方に基づいて分析された事例研究も少なくないことから，それらは極力注において引用するように努めた。

ａ．わが国の農業分野における LCA 研究の動向

１）稲作

稲作に関する LCA 研究は，稲生［2000］，井上・高橋［2000］，小倉［2000］，小野他［2000］，鶴田・尾崎［2000］，工藤［2005］がある[*10]。

稲生［2000］は，異なる水稲栽培体系での農薬使用状況と農薬の環境負荷排出量を求め，農薬の環境負荷が農薬の使用量，物理化学的性状のみならず，栽培体系，土壌条件等の各種環境要因に大きく依存することを明らかにした。また，農薬による環境影響を評価するためには，農薬の量的・質的な面からの選択，有機炭素含量等の土壌条件重視，水管理への配慮が重要であることを示唆した。

井上・高橋［2000］は，窒素，リン酸収支に限定して，コシヒカリ移植栽培とキヌヒカリ直播栽培を比較評価した。その結果，窒素収支からみると，キヌヒカリ直播栽培では，肥料由来の窒素投入量がコシヒカリ移植栽培よりも多いため，窒素の水系への流出量や大気への脱窒量が増加していることが推定された。また，リン酸の水系への流出量は，どちらの作業体系においてもほぼ同じと推定されたが，土壌蓄積分の余剰リン酸量はリン酸質土壌改良資材投入量に相当していた。

小倉［2000］は，水稲栽培における生産資材投入量について整理した上で，水稲栽培作業体系における農業機械の直接消費エネルギーを中心に分析した。その結果，水稲の乾燥，調製作業における CO_2 排出量を削減することが，稲作全体の CO_2 排出量の削減に有効であることを明らかにした。

小野他［2000］は，産業連関法を用いて水稲栽培における規模拡大が CO_2 排出量削減に資するかどうかについて検討した。その結果，規模拡大は低コスト生産を可能にし，生産要素投入効率を高めるばかりでなく，CO_2 排出量削減にも資することを明らかにした。

鶴田・尾崎［2000］は，水田を対象に初めて年間を通じた大気及び水環境への環境影響を定量評価した。その結果，大気への影響である地球温暖化では CH_4 の寄与率が最大であること，水環境への影響である T-N では栽培期間後半で浄化機能がみられたものの，年間では周囲環境への負荷が確認されたことを示した。

工藤［2005］は，水稲栽培における局所施肥管理技術導入を LCA と環境会計を用いて評価した。その結果，水稲栽培における局所施肥管理技術導入は，収益向上を目的として施肥量に制約をかけない場合は環境負荷排出量を増加させる可能性があり，施肥量に制約をかけた場合は環境負荷排出量を削減できるものの，収益悪化を招くことを明らかにした。

２）畑作

畑作に関する LCA 研究は，古賀［2004］がある[*11]。

古賀［2004］は，北海道十勝地方の畑作における輪作体系（秋まき小麦，てんさい，小豆，ばれいしょ，キャベツ）を対象に慣行耕起体系と簡易耕起体系を比較評価した。その結果，新しい栽培技術として簡易耕起体系が導入されたとしても，慣行耕起体系と比べ，全ての評価項目における環境負荷排出量の削減には必ずしも繋がらないことを明らかにした。

３）畜産

畜産に関する LCA 研究は，酪農を評価対象とした増田他［2003，2005a］，肉牛を評価対象とした林［2000］，Ogino *et al.*［2004］がある[*12]。

増田他［2003］は，酪農経営から排出される

表 3−1　わが国の農業分野に適用された LCA 研究

文　献	評価対象	評価項目
稲作		
稲生［2000］	水稲栽培における農薬利用	農薬
井上・高橋［2000］	水稲栽培における栽培技術	T-N，P_2O_5
小倉［2000］	水稲栽培における投入資材と機械利用	エネルギー，CO_2
小野他［2000］	水稲栽培における規模拡大	CO_2
鶴田・尾崎［2000］	水田	地球温暖化，T-N，T-P，COD
工藤［2005］	水稲栽培における施肥管理技術	地球温暖化，費用
畑作		
古賀［2004］	畑作（秋まき小麦，てんさい，小豆，ばれいしょ，キャベツ）	地球温暖化，酸性化，硝酸性窒素，農薬，廃棄物
畜産		
増田他［2003］	酪農	地球温暖化，酸性化，富栄養化
増田他［2005a］	低投入型酪農	エネルギー，地球温暖化，酸性化，富栄養化，地下水水質，表面水水質
林［2000］	肉牛	エネルギー，CO_2，CH_4，T-N
Ogino *et al.*［2004］	和牛肥育における飼養期間	エネルギー，地球温暖化，酸性化，富栄養化
飼料作		
小野他［2003］	飼料イネ利用による耕畜連携	CO_2
築城・佐々木［2003］	飼料	CO_2
佐々木他［2004］	飼料	地球温暖化，酸性化，富栄養化
賀来他［2005］	休耕地を用いた濃厚飼料供給	エネルギー，地球温暖化，酸性化，富栄養化
小野［2005］	飼料イネ利用による耕畜連携	CO_2
園芸作		
北畠他［2001］	トマト	CO_2，T-N，T-P，固形廃棄物，農薬原体
Tsunemi *et al.*［2002］	トマト	CO_2，価格
Hayashi and Kawashima［2004］	トマト	地球温暖化，酸性化，富栄養化，光化学オキシダント，生態毒性
生駒他［2003］	キャベツ	CO_2，NO_x，SO_x，N_2O，T-N，P_2O_5，K_2O
松尾・荒木［2003］	茶	地球温暖化
果樹作		
Kashimura *et al.*［2002］	日本ナシ	CO_2，N_2O
複数作目		
尾関［2003a］	エネルギー作物	エネルギー
小林他［2005］	稲作，麦作，大豆作	温暖化エネルギー収支，温暖化土壌面収支，栄養塩類，廃棄物，農薬
農業廃棄物処理		
Kobayashi and Yamada［2002］	稲わらリサイクル	エネルギー，CO_2
和木他［1998］	豚舎汚水処理	地球温暖化，酸性化，富栄養化，オゾン層破壊
羽賀・和木［2000］	肥育牛ふん尿の堆肥化	地球温暖化，酸性化，富栄養化，スモッグ
泉澤他［2002］	堆肥センターにおける堆肥製造	エネルギー，CO_2，NO_x，SO_x，T-N，堆肥製造評価，費用
磐田他［2004］	畜産廃棄物処理の最適化	エネルギー，費用
田中他［2005］	養豚農家におけるふん尿処理施設導入	エネルギー枯渇，温暖化，酸性雨，大気汚染，水質汚染
三津橋・稲葉［2000］	化学肥料製造と乳牛ふん尿 CH_4 発酵処理	CO_2，CH_4
日向［2004］	集中処理型バイオガスプラント	地球温暖化
北海道立根釧農業試験場研究部経営科［2005］	集中処理型バイオガスプラント	地球温暖化
大村他［2005］	個別農家用バイオガスプラントからのバイオガス輸送・貯蔵・利用方式	地球温暖化，経済収支
地域における農業生産活動		
小林［2000］	農業地域における農業生産活動	エネルギー，T-C
大村他［2000］	農業地域における農業生産活動と農業関連産業	地球温暖化，富栄養化
Ohmura［2002］	島嶼地域と中山間地域における農業生産活動	地球温暖化，酸性化，富栄養化，富栄養化（水），人間毒性，費用
小林［2004］	農業地域における農業生産活動	T-C
大村［2004］	離島地域における農業生産活動	地球温暖化，酸性化，富栄養化
化学肥料の製造・投入		
小林［1998］	窒素投入	エネルギー，CO_2
小林・佐合［2001］	化学肥料の製造・流通	エネルギー，CO_2
小林［2002］	化学肥料の施用	エネルギー，CO_2，T-N
久保・河島［2003］	緑化工法における化学肥料施用	エネルギー，CO_2
農地管理		
小林・陳［2004］	水田，畑地における農地管理	T-C
農業施設		
小泉［2000］	ロックフィルダム	CO_2，環境配慮
見手倉他［2002］	農業集落排水施設の汚泥処理方法	エネルギー，地球温暖化
奥山他［2002］	水車除塵機製造	エネルギー，CO_2
小林・阿部［2003］	圃場整備事業	エネルギー，CO_2
丹治他［2003］	農業用水	CO_2
東理他［2004］	農業集落排水施設の汚泥処理方法	CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O

注：1998年以降に発表されたわが国の農業分野を対象とし，LCA であることを明記した事例研究に限定して整理した。

環境負荷排出量の定量化を試み，主要な環境負荷排出源の特定化を行った。その結果，地球温暖化対策として反芻家畜からの CH_4 排出抑制と堆肥化過程における N_2O 排出抑制，酸性化対策として畜舎と堆肥化過程における NH_3 排出抑制，富栄養化対策として堆肥化過程における T-N，T-P 排出抑制が効果的であることを明らかにした。

増田他［2005a］は，経営経済的にも持続可能な「マイペース酪農」を低投入型酪農の事例として，集約型酪農から低投入型酪農への転換を評価し，低投入型酪農転換が環境汚染削減という点で有利であることを示した。すなわち，「マイペース酪農」は，経営経済的に持続可能であるだけではなく，環境的にも持続可能であることを明らかにした。

林［2000］は，肉牛生産システムを育成ステージと肥育ステージに分割して評価した。その結果，資源消費量は育成ステージの方が肥育ステージよりも大きい傾向を示したが，肥育ステージにおける濃厚飼料摂取量が過大であることから，肉牛生産システムにおけるエネルギー消費の大部分を濃厚飼料が占めていたことを明らかにした。そこで，飼料加工による消化率向上，給与技術の精密化等によって，濃厚飼料由来の環境負荷削減が可能であると指摘した。

Ogino *et al*.［2004］は，和牛肥育における飼養期間が環境負荷排出量に与える影響を評価し，飼養期間が短いほど，環境負荷排出量が少なくなることを明らかにした。

4）飼料作

飼料作に関する LCA 研究は，小野他［2003］，築城・佐々木［2003］，佐々木他［2004］，賀来他［2005］，小野［2005］がある*[13]。

小野他［2003］，小野［2005］は，飼料イネ利用による耕畜連携において技術進歩が生じた際の環境負荷削減効果を評価した。その結果，飼料イネ利用による耕畜連携によって環境負荷削減効果を得るためには，飼料イネ生産における生産費減少と単収増加が必要であることを明らかにした。

築城・佐々木［2003］は，輸入飼料と自給飼料における $LCCO_2$ 分析を行った。輸入飼料では，輸送距離が長いことから作業・輸送による CO_2 排出量が最も大きく，自給飼料では，施肥による CO_2 排出量が最も大きいことを明らかにした。

佐々木他［2004］は，各種飼料（粗飼料，濃厚飼料，副産物）における環境負荷排出量を比較評価した。LCA を用いることで各種飼料間での環境影響が異なることを示し，家畜生産システムにおける飼料利用の違い（国産飼料主体または輸入飼料主体，粗飼料主体または配合飼料主体）による環境影響の差を評価できることを示唆した。

賀来他［2005］は，わが国の畜産業における濃厚飼料供給において，米国産とうもろこしの代替として休耕地に大麦を作付した場合，環境負荷削減効果を得られることを明らかにした*[14]。

5）園芸作

園芸作に関する LCA 研究は，トマトを評価対象とした北畠他［2001］，Tsunemi *et al*.［2002］，Hayashi and Kawashima［2004］，キャベツを評価対象とした生駒他［2003］，茶を評価対象とした松尾・荒木［2003］がある。

北畠他［2001］は，トマトの慣行栽培と環境保全型促成栽培を比較評価し，必ずしも環境保全型促成栽培が環境負荷排出量を削減するとは限らないことを示した。ただし，コンジョイント分析で環境影響の重み付けを検討した結果，環境保全型促成栽培によって慣行栽培よりも大きく減少させることができる農薬の影響が最も重要であることも明らかにした。そこで，LCA の結果を受け取る対象者が重要と感じている部分に対し，充足度が高ければ総合的に優れている結果になると指摘した。

Tsunemi *et al*.［2002］は，トマトについて小売店や加工時に発生する有機性廃棄物の各循環シナリオ（慣行トマト生産，有機減農薬トマト生産，有機トマト生産）を比較評価し，有機トマト生産シナリオが最も CO_2 排出量が少ないことを明らかにした。また，エコトマトに対する消費者評価も合わせて行い，実際の購入価格は支払い意思額よりも低いことを指摘した。

Hayashi and Kawashima［2004］は，トマ

トの慣行栽培と養液土耕栽培を比較評価した。その結果，慣行栽培の 1 ha 当たり環境影響は，富栄養化を除いた全ての評価項目で養液土耕栽培よりも小さかったことを明らかにした。また，養液土耕栽培の果実 1 kg 当たり環境影響は，全ての評価項目で慣行栽培よりも小さかったことを明らかにした。いずれの栽培方法が最も環境影響が小さいのかを決定するならば，評価項目間の重み付けを考慮する必要があることを示唆した。

生駒他［2003］は，キャベツの慣行体系と機械化一貫体系を比較評価した。その結果，機械化一貫体系の専用作業機は，慣行体系の汎用機に比べ，作業能率が高く，作業時間が半減するとともに，環境負荷排出量が低減することを明らかにした。

松尾・荒木［2003］は，茶栽培の CO_2 排出が主として防霜作業によることと，施肥における N_2O 排出抑制が茶栽培全体の温室効果ガス削減対策において最優先されるべきであることを指摘した。また，大型乗用型機械化体系と可搬型機械化体系では，可搬型機械化体系の CO_2 排出量の方が少ないことを明らかにした。

6）果樹作

果樹作に関する LCA 研究は，Kashimura *et al*.［2002］がある。

Kashimura *et al*.［2002］は，日本ナシの栽培過程における環境負荷排出量を定量分析した。その結果，主要な環境負荷排出源がスピードスプレイヤによる農薬散布に係る燃料消費と施肥であることを明らかにした。

7）複数作目

複数作目に関する LCA 研究は，尾関［2003a］，小林他［2005］がある*15。

尾関［2003a］は，エネルギー作物（食料，飼料作物）の LCE 分析を行った。また，油糧種子生産の事例から，バイオマスとして利用するエネルギー作物生産のためには，低コスト機械化作業体系の確立や圃場の団地化による投入エネルギーの節減と土地生産性の向上が必要であることを示した。

小林他［2005］は，稲作，麦作，大豆作について，機械作業や生産資材投入における環境負荷排出量を算出し，新たな農作業技術導入による環境汚染削減効果を検証できる LCA ソフトウェアを開発した。

8）農業廃棄物処理

農業廃棄物処理に関する LCA 研究は，稲わらリサイクルを評価対象とした Kobayashi and Yamada［2002］*16，ふん尿処理を評価対象とした和木他［1998］，羽賀・和木［2000］，泉澤他［2002］，磐田他［2004］，田中他［2005］*17，バイオガス処理を評価対象とした三津橋・稲葉［2000］，日向［2004］，北海道立根釧農業試験場研究部経営科［2005］，大村他［2005］*18 がある。

Kobayashi and Yamada［2002］は，稲わらリサイクルにおける各環境負荷削減シナリオ（燃料ガス化，メタノール化，発電，コンポスト化，廃棄）を比較評価した。その結果，エネルギー生産では燃料ガス化が最も効率的であるが，CO_2 排出量ではメタノール化が最小になることを明らかにした。この分析から，農業副産物リサイクルの計画・評価において多面的な視点が必要なことを示した。

和木他［1998］は，各豚舎汚水処理方法（二段曝気式活性汚泥法，二段曝気式活性汚泥法＋脱窒・脱リン処理，USAB リアクター＋好気性ろ床，USAB リアクター＋好気性ろ床＋脱窒・脱リン処理）について比較評価した。その結果，地球温暖化，酸性化，オゾン層破壊については，二段曝気式活性汚泥法＋脱窒・脱リン処理が最も環境影響が大きく，富栄養化については，USAB リアクター＋好気性ろ床と二段曝気式活性汚泥法が高い環境影響を示すことを明らかにした。さらに，各処理方法について，地球温暖化と富栄養化における影響度の関係を分析した。

羽賀・和木［2000］は，肥育牛ふん尿の堆肥化方法（堆積方式，発酵方式）の違いが環境に与える影響を比較評価した。その結果，簡便で安価な堆積方式よりも経費をかけて品質の良い堆肥を生産する発酵方式の方が，酸性化や富栄養化において環境影響が大きいことを明らかにした。

泉澤他［2002］は，堆肥製造工程のうち，収

集，堆肥製造，流通・販売，排ガス処理の各工程についてインベントリ分析を行った。さらに，定性的な評価のために環境汚染の有無・大小等を評価の基本とした環境影響評価項目を設定し，評価した。また，堆肥製造経費についても検討を行った。

磐田他［2004］は，県レベルの畜産廃棄物処理におけるエネルギー消費量と費用の最適化シミュレーションを行った。その結果から，市町村間の家畜ふん尿と肥料の移動によって，県全体の処理費用とエネルギー消費量の低減が可能であることを示唆した。

田中他［2005］は，養豚農家が汚水浄化施設，堆肥化施設等を導入または改造するとき，飼養条件や目標処理性能に応じたランニングコスト，用地面積，環境影響の概要を把握するためのプログラムを作成した。

三津橋・稲葉［2000］は，化学肥料製造と乳牛ふん尿の CH_4 発酵処理についてインベントリ分析を行った。その結果，乳牛ふん尿の CH_4 発酵処理で発生する CH_4 全量をエネルギーとして回収，利用することで化学肥料よりも環境負荷が低減することを明らかにした。

日向［2004］，北海道立根釧農業試験場研究部経営科［2005］は，複数の酪農経営が参加する集中型バイオガスプラントによるふん尿処理と従来型ふん尿処理を比較評価した。その結果，集中型バイオガスプラントによるふん尿処理の方が従来型ふん尿処理よりも環境負荷削減に有利であることを明らかにした。

大村他［2005］は，酪農経営における個別農家用バイオガスプラントからのバイオガス輸送・貯蔵・利用方式（精製なし，スクラバー方式，PSA 方式）を環境，経済両面から検討した。環境面では，PSA 方式によるバイオガス精製が最も優位であったが，経済面では，精製なしが最も優位であり，唯一 10 年間の収支が黒字になることを明らかにした。

9）地域における農業生産活動

地域における農業生産活動に関する LCA 研究は，小林［2000］，大村他［2000］，Ohmura［2002］，小林［2004］，大村［2004］がある*19。

小林［2000］は，農業地域における農業生産活動に関わるエネルギー消費量と炭素収支を定量化した。まず，エネルギー消費量の検討から，作物生産では農作業・施設と養分投入が，動物生産では購入飼料がエネルギー利用の効率化に対して重要な検討項目であることを明らかにした。次に，炭素収支の検討から，対象地の農業生産が総体として炭素放出源であり，域外からの肥料・飼料流入の寄与が大きいこと，また，農副産物等の循環利用が全体としての炭素吸収に貢献できること等を明らかにした。

大村他［2000］は，農業地域における農業生産活動と農業関連産業の環境負荷排出量を定量的に把握した。その上で農業地域におけるバイオガスプラント導入が，環境負荷削減に有効であることを示し，地域社会のデザインに対する LCA の活用可能性を明らかにした。

Ohmura［2002］は，島嶼地域と中山間地域における農業生産活動について幾つかの環境負荷削減オプションを提示し，各オプションの環境負荷削減効果と費用負担の関係を分析した。その結果，環境にやさしいオプションは，あまり費用効果的ではないことを明らかにした。

小林［2004］は，農業地域における農業生産活動の投入産出表型炭素勘定を作成した。これにより，農村地域における活動や資源利用の大きさ，あるいは無償の管理労働・規範や地域環境の修復力への寄与を評価することができる，地域物質代謝構造としての物的勘定の枠組みを提示した。

大村［2004］は，離島地域における農業生産活動の環境負荷排出量を定量分析し，市町村レベルの地域における農業生産活動の評価に適した分析枠組みを提示した。農業地域の農業生産活動全体を評価する場合，機能単位として土地利用（面積）を採用することが望ましいこと等を示した。

10）化学肥料の製造・投入

化学肥料の製造・投入に関する LCA 研究は，小林［1998，2002］，小林・佐合［2001］，久保・河島［2003］がある*20。

小林［1998］は，農業における窒素投入について地域資源リサイクル型農業による環境負荷の低減可能性を検討した。その結果，適用する

コンポスト化技術によってはリサイクル型体系の構築が環境負荷排出量を増加させてしまう可能性を示した。

小林・佐合［2001］は，化学肥料の製造，流通における LCE 分析と $LCCO_2$ 分析を行い，化学肥料に関するインベントリデータを作成した。これにより，農業の施肥に関連する環境対策への LCA 適用の基礎データを提示した。

小林［2002］は，化学肥料施用における窒素流出低減別の環境負荷削減シナリオ（作付体系変更，適正施肥徹底，肥料内容変更，リサイクル型農業体系導入）を比較評価した。その結果，窒素流出量，エネルギー消費量，CO_2 排出量が最小となるシナリオは全て異なるということが明らかとなり，農業環境対策の評価に多面的な視点が必要であることを示した。

久保・河島［2003］は，緑化工法で微生物を配合したマットを用いた方が化学肥料を削減できることを明らかにした。化学肥料を削減した緑化工法で緑化を図り，植物に CO_2 を固定化させることが地球温暖化防止の 1 つの施策であると示唆した。

11）農地管理

農地管理に関する LCA 研究は，小林・陳［2004］がある。

小林・陳［2004］は，農地管理と土壌炭素の関係を分析することによる土壌資源評価を行った。その結果，土壌の炭素貯蔵量が農地管理の違いによる影響を受けることと，それが全体の炭素フローに対して無視できない大きさであることを明らかにした。また，このような農地管理の違いを評価対象とする場合，炭素貯蔵量のような土地資源への影響も配慮した検討を行う必要性を示した。

12）農業施設

農業施設に関する LCA 研究は，小泉［2000］，見手倉他［2002］，奥山他［2002］，小林・阿部［2003］，丹治他［2003］，束理他［2004］がある。

小泉［2000］は，ロックフィルダム建設における $LCCO_2$ 分析を行い，工手別では洪水吐工，原因別では重機関係が最も CO_2 排出量の大きい項目であることを明らかにした。また，ロックフィルダムの比較設計案に環境調和型製品設計の考え方を適用し，比較設計案間における環境調和度評価例を示した。

見手倉他［2002］は，農業集落排水施設の水処理過程で発生する余剰汚泥処理にゼロエミッション型技術（超音波汚泥削減方法）を導入した場合の環境影響評価を行った。その結果，濃縮汚泥の長距離運搬がなされる広域圏での従来型処分方法よりも，水処理システムに汚泥処理システムを組み込んだ超音波汚泥削減方法の方が，環境負荷排出量を削減できることを明らかにした。

奥山他［2002］は，農業用水路で用いる水車除塵機製造における LCE 分析と $LCCO_2$ 分析を行い，主要な環境負荷排出源が機械部品類等の材料であることを明らかにした。また，水車除塵機と電動除塵機を比較評価し，水路の流水エネルギーを利用する水車除塵機の環境負荷面での有利性を示した。

小林・阿部［2003］は，圃場整備事業の事業費または工事量から推定された環境負荷排出量の差について考察した。LCA における環境負荷推定は，接近法により大きく異なったものとなる可能性があり，特に固定資本の取り扱いが全体の計測結果に大きな影響を及ぼすことを指摘した。

丹治他［2003］は，水田灌漑用水について重力灌漑方式とポンプ灌漑方式を比較評価した。その結果，重力灌漑方式がポンプ灌漑方式よりも CO_2 排出削減に寄与することを明らかにし，わが国の地球温暖化対策として，ポンプ灌漑地区を休耕させ，重力灌漑地区を耕作するという方法を示唆した。

束理他［2004］は，農業集落排水処理で発生する汚泥を炭化処理した場合の総合的な評価を目的として，各汚泥処理方法（し尿処理方式，脱水・焼却方式，堆肥化方式，炭化シナリオ）における環境負荷排出量を定量化した。その結果，いずれの処理方式でも，排水処理における電力消費，汚泥処理における燃料消費が排出要因として大きいこと等を明らかにした。

b．わが国の農業分野における LCA 研究の展望

以上，わが国の農業分野における LCA 研究を整理してきた。以下では，わが国の農業分野における LCA 研究について，評価対象別と評価項目別でまとめたい。

まず，評価対象別における LCA 研究の実施件数でみると，家畜ふん尿を主因として重大な環境問題を誘発しやすい畜産関連（ふん尿処理に関する農業廃棄物処理，飼料作，畜産）の LCA 研究が最も多い。そして，わが国の農業における基幹作目である稲作，工業的な性格の強い農業施設，地域全体で環境負荷排出を抑制するという観点から評価を試みた地域における農業生産活動に関する LCA 研究が順に続いている。

次に，評価項目別でみると，約 6 割の LCA 研究が環境負荷のみの評価であり，環境負荷を環境問題として定量化する影響評価を行った研究は半分以下に留まっている。その理由として以下の点が考えられる。第 1 に，評価対象におけるインベントリデータの整備が不十分であるため，複数の環境負荷を調査範囲に含めることができず，影響評価の実施まで至らなかった点である。第 2 に，LCA 研究の実施にあたり，インベントリデータの整備を目的としたものが少なからずある点である（例えば，井上・高橋［2000］，泉澤他［2002］，小林・佐合［2001］，三津橋・稲葉［2000］）。第 3 に，工業的な性格の強い農業施設に関する LCA 研究は，主としてエネルギー投入量から環境負荷を推定するために CO_2 を中心としたごく一部の環境負荷の評価に限定されてしまう点である*21。

最後に，今後の展望を述べ，本節のまとめとしたい。わが国の農業分野における LCA 研究は，ごく一部の環境負荷に評価項目が限定された分析が少なくない現状にある。その理由は，農業分野における LCA 実施がインベントリデータの利用可能性に強く制約されており，分析に必要とされるインベントリデータは整備の途上にあるからである。このインベントリデータに対する制約は，本来工業分野で発展してきた手法である LCA を農業分野に適用することの難しさを示している*22。現在，自然科学領域においてインベントリデータの整備に関連する多くの研究が行われつつある。しかし，工業分野とは異なり，自然条件に制約される農業分野では，気候条件のような地理的条件に大きな影響を受けることから*23，環境負荷排出の定量化は困難な作業である。長田［2001］が指摘するように推定値に多くの誤差が含まれていることもあり，事例の報告を積み重ねる必要がある。

また，インベントリデータの整備に合わせて，農業分野における LCA 研究の事例蓄積も必要である。まだ評価されていない対象への LCA 適用や，既に LCA が適用された評価対象における評価項目の拡張が求められる。特に評価項目の拡張については，ある環境問題への対応が他の環境問題を誘発してしまうというプロブレム・シフティング（大村他［2002］）を把握するという点からも重要である。環境問題の総合的な定量評価のための手法である LCA の特徴を活かすためにも，複数の評価項目からの多面的な検討が必要である。

E．酪農経営の LCA における分析枠組み

a．既存研究における LCA の分析枠組み

既存研究から酪農経営の LCA における分析枠組みを整理した。参照した既存研究は，Cederberg and Mattsson［2000］，Haas *et al.*［2001］，Cederberg and Stadig［2003］，Hospido and Sonesson［2005］，Thomassen and de Boer［2005］，増田他［2003，2005a］である*24。

1）目的及び調査範囲の設定

目的及び調査範囲として，酪農経営の LCA における機能単位と配分基準の設定，酪農経営システム*25 の調査範囲を決定するシステム境界の設定について整理する。

まず，表 3－2 に酪農経営の LCA における機能単位と配分基準を既存研究ごとに整理したものを示した。多くの既存研究では，酪農経営システムの主産物である生乳を機能単位に設定しており*26，乳脂率や乳蛋白質率を用いて換算した乳量を用いている。ただし，富栄養化に影響を及ぼす環境負荷である T-N や T-P を分析する場合，耕地面積当たりで評価することが多いことから，耕地面積を機能単位の指標として取り入れている既存研究もある。

表 3－2　酪農経営の LCA における機能単位と配分基準

文　献	機能単位	配分基準
Cederberg and Mattsson［2000］	エネルギー補正乳量 1 t	生物学的配分
Haas et al.［2001］	耕地面積 1 ha	―
	生乳 1 t	
	農家 1 戸	
Cederberg and Stadig［2003］	エネルギー補正乳量 1 kg	経済的配分
	骨なし肉 1 kg	生物学的配分
		システム拡張による配分回避
Hospido and Sonesson［2005］	生乳販売量	システム拡張による配分回避
	肉生産量	
Thomassen and de Boer［2005］	脂肪・蛋白補正乳量 1 kg	経済的配分
	耕地面積 1 ha	
	総利用面積 1 ha	
増田他［2003］	3.5%乳脂率換算乳量 1 kg	経済的配分
増田他［2005a］	4%脂肪補正乳量 1 t	経済的配分

注：配分基準は，生乳とその他の生産物（主に牛個体）間のものである。

また，酪農経営システムにおける生産物には，主産物である生乳の他，牛個体，販売飼料，販売肥料が考えられ，もし生乳を機能単位に設定するならば，排出された環境負荷を各生産物に配分する必要がある*27。ただし，販売飼料と販売肥料は，酪農経営システム内で余剰とならない限り産出されないことから，環境負荷の配分は概ね生乳と牛個体の間におけるものが一般的である。配分基準としては，経済的配分による既存研究が多いが，生物学的配分*28 を用いた既存研究もある。また，生乳生産と牛肉生産が一体となっている酪農経営システムを生乳生産システムと牛肉生産システムに拡張することで配分回避を試みた既存研究もある。

次に，図 3－4 に酪農経営システムのライフサイクルフロー例を示した。酪農経営の LCA におけるシステム境界は，生乳生産のみならず，自給飼料や購入飼料の生産のために用いられる生産資材等の生産も含めて設定される*29。さらに，酪農経営システムは耕種経営とは異なり，乳牛から排出される家畜ふん尿を自給飼料生産のために農地に還元するという有機性資源循環のプロセスを内包する。なお，生産物は，一般的に生乳と牛個体が考えられている。

2）インベントリ分析と影響評価

インベントリ分析では，図 3－4 のようなライフサイクルフローに基づいて収集されたデータから様々な環境負荷を計測し，影響評価では，計測された環境負荷を地球温暖化，酸性化，富栄養化等の環境影響カテゴリーとして定量化する。

表 3－3 は，酪農経営の LCA における環境影響カテゴリーを既存研究別に整理し，各環境影響カテゴリーにおける代表的な構成要素（環境負荷や定性的評価指標）をまとめたものである。酪農経営の LCA における環境影響カテゴリーとしては，資源消費，地球温暖化，酸性化，富栄養化，オゾン層破壊，光化学オキシダント生成，人間生態毒性，生物多様性，景観，家畜福祉が選択されている。これらのうち，地球温暖化，酸性化，富栄養化は全ての既存研究で評価されており，酪農経営の LCA を行う上で最も基本となる環境影響カテゴリーであると考えられる。また，資源消費についても増田他［2003］を除いた全ての既存研究で評価されている。

一方，オゾン層破壊，光化学オキシダント生成，人間生態毒性を評価した既存研究は少なく，これらの環境影響カテゴリーは，酪農経営の LCA においてはあまり重要視されていない。例

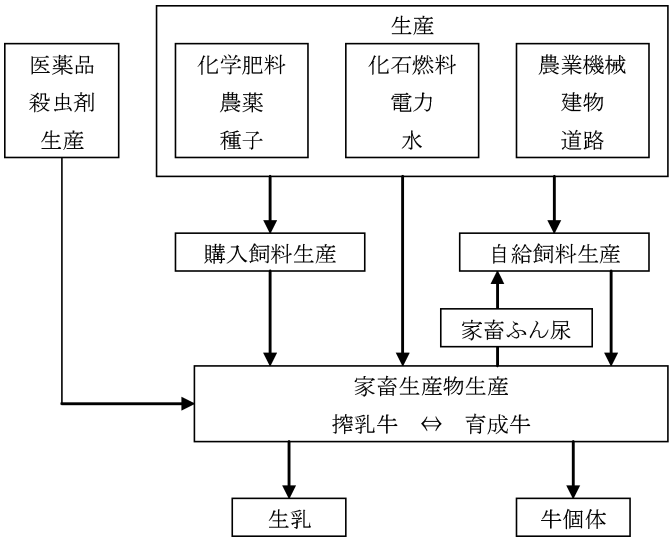

図3−4　酪農経営システムのライフサイクルフロー例
資料：Cederberg and Mattsson［2000］p.51，De Boer［2003］p.71 を参考に作成。

えば，各環境影響カテゴリーの評価尺度を標準化した場合，重要であるのは地球温暖化，酸性化，富栄養化であり，それらに比べればオゾン層破壊や光化学オキシダント生成は極めて小さい影響しか与えない（Hospido and Sonesson［2005］）。また，酪農経営における農地利用では，基本的に草地における粗飼料生産を主体としているので，人間生態毒性の指標としてよく用いられる農薬はほとんど使用しないことから，その環境影響は極めて限定的なものに留まっている（Haas *et al*.［2001］）。

なお，生物多様性，景観，家畜福祉は，Haas *et al*.［2001］のみが評価している。これらは農薬や化学肥料を利用し，濃厚飼料を多投して集約的な生乳生産を行う慣行型酪農と，農薬や化学肥料の投入を禁止し，粗飼料を主体として粗放的な生乳生産を行う有機型酪農との相違点をよく示すことができる環境影響カテゴリーであ

表3−3　酪農経営の LCA における環境影響カテゴリー

環境影響カテゴリー	Cederberg and Mattsson［2000］	Haas *et al.*［2001］	Cederberg and Stadig［2003］	Hospido and Sonesson［2005］	Thomassen and de Boer［2005］	増田他［2003］	増田他［2005a］	環境影響カテゴリーの構成要素
資源消費	○	○	○	○	○	×	○	エネルギー，土地利用
地球温暖化	○	○	○	○	○	○	○	CO_2，CH_4，N_2O
酸性化	○	○	○	○	○	○	○	NO_x，SO_2，NH_3
富栄養化	○	○	○	○	○	○	○	NO_x，NH_3，T-N，T-P
オゾン層破壊	○	×	×	○	×	×	×	フロン系ガス等
光化学オキシダント生成	○	×	×	○	×	×	×	NO_x，CO，炭化水素等
人間生態毒性	○	×	○	×	×	×	×	農薬
生物多様性	×	○	×	×	×	×	×	草地植物相，生垣等
景観	×	○	×	×	×	×	×	放牧，農場
家畜福祉	×	○	×	×	×	×	×	飼養形態，牛群管理

注：1）環境影響カテゴリーの構成要素は該当する環境影響カテゴリーにおいて代表的なものを示した。従って，各既存研究において，環境影響カテゴリーの構成要素が異なる場合がある。2）Haas *et al.*［2001］の人間生態毒性等のように影響が小さい環境影響カテゴリーを文献内で明記しなかったものについては，評価していないものとした。

る。しかし，これらは定性的評価（草地の植物相や放牧，農場の状況等をポイント化）であることから，LCA における影響評価手法として確立されたものではない。

b．本論文における LCA の分析枠組み

以上における既存研究の整理を踏まえて，本論文では，酪農経営の LCA における分析枠組みを以下のように設定した*30。

1）目的及び調査範囲の設定

本論文では，北海道酪農における環境問題に対し，乳牛頭数規模拡大が重大な影響を与えたのではないかと考える。そこで，以下の理由から機能単位として耕地面積 1 ha を選択した*31。第 1 に，乳牛頭数規模拡大の指標としては，乳牛飼養密度（乳牛頭数と耕地面積による指標）がしばしば用いられている。環境負荷排出量が乳牛頭数規模と概ね比例的に増加すると推察されることを考えると，乳牛飼養密度と同様に耕地面積で環境負荷排出量を除して分析することが妥当と考えられるからである。第 2 に，機能単位として生乳を指標とした場合，生乳生産量の変動に対する環境負荷排出量の変動を分析することができるものの，乳牛頭数規模拡大による環境負荷排出量がどのように変動したのかを理解しにくいからである。なお，耕地面積を機能単位として設定したことから，生産物間での環境負荷の配分は行わない。

次に，本論文では，図 3−5 のような酪農経営システムのライフサイクルフローを設定し，データを収集する*32。酪農経営システムは，飼養管理ステージ（畜舎），ふん尿処理ステージ（ふん尿処理施設），飼料生産ステージ（農地）の 3 ステージからなると仮定した。飼養管理ステージでは，自給飼料，自給敷料，購入飼料，購入敷料，導入牛が投入され，生乳と牛個体が生産され，家畜ふん尿が排出される。ふん尿処理ステージでは，排出された家畜ふん尿が投入され，自給肥料，販売肥料が生産される。飼料生産ステージでは，自給肥料，購入肥料，農薬が投入され，自給飼料，自給敷料，販売飼料が生産される。また，放牧時には自給飼料の一部が消費され，家畜ふん尿の一部が排出される。これらの生産活動のために，電力，軽油，灯油が各ステージに投入される。なお，以上の投入，産出データについては，以下の各章における分析対象でその実態が確認されない場合，または，データ制約がある場合には，システム境界から除外される。

2）インベントリ分析と影響評価

本論文では，インベントリ分析において，図 3−5 のライフサイクルフローに基づいて収集されたデータから環境負荷（CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P）を計測し，影響評価において，計測された環境負荷を地球温

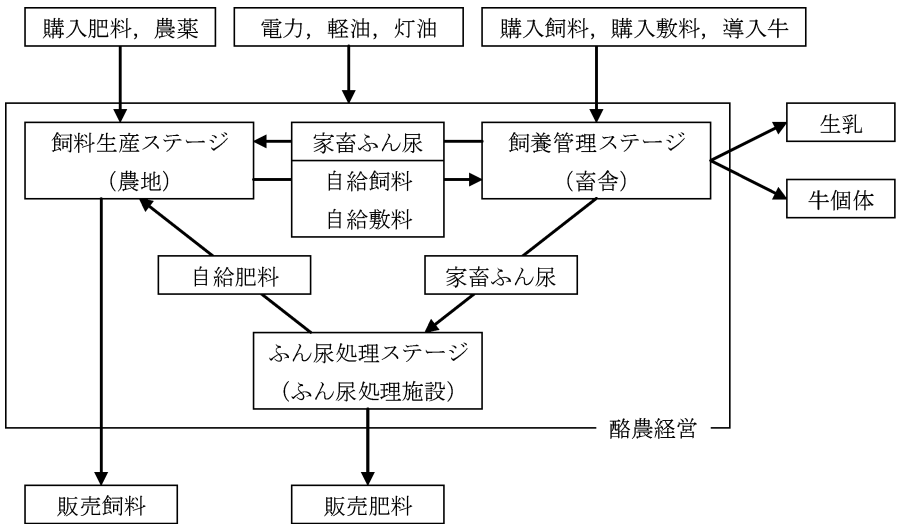

図 3−5　本論文における酪農経営システムのライフサイクルフロー例

表 3－4　本論文で選択された環境影響カテゴリー

環境影響カテゴリー	単位	環境負荷と特性分析係数
地球温暖化	t-CO_2-eq	CO_2：1，CH_4：23，N_2O：296
酸性化	t-SO_2-eq	NO_x：0.7，SO_x：1.0，NH_3：1.88
富栄養化	t-PO_4-eq	NO_x：0.13，NH_3：0.35，T-N：0.42，T-P：3.06

注：1）特性分析係数は CML［2002］による。ただし，SO_x は SO_2 とみなした。2）富栄養化の T-N，T-P は，Farm Gate Balance または Soil Surface Balance によって求めた余剰窒素，リン量を計上した。

暖化（CO_2，CH_4，N_2O），酸性化（NO_x，SO_x，NH_3），富栄養化（NO_x，NH_3，T-N，T-P）の環境影響カテゴリーとして定量化する（表 3－4）。これらの環境影響カテゴリーは，いずれの既存研究においても必ず選択されており，酪農環境問題を LCA によって評価するにあたり，最も基本的な環境影響カテゴリーである。なお，表 3－4 にあげたもの以外の環境影響カテゴリーは，データ制約から，また，以下の理由から評価対象から除外した。第 1 に，北海道酪農において，資源消費は，地球温暖化，酸性化，富栄養化と比べて主たる環境問題として捉えられていないことから除外した。第 2 に，オゾン層破壊と光化学オキシダント生成は，地球温暖化，酸性化，富栄養化よりも環境影響が極めて限定的であることから除外した。第 3 に，人間生態毒性は，草地を粗飼料生産の主体とする北海道酪農では農薬の使用は限定的であると考えられることから除外した。第 4 に，生物多様性，景観，家畜福祉は定性的評価であり，確立された影響評価手法ではないことから除外した。

F．ま と め

本章の目的は，本論文の分析手法である LCA の概要を整理した上で，酪農経営の LCA における分析枠組みを概説することであった。

本論文は，酪農経営における環境問題を総合的に定量評価することを意図しており，地球温暖化，酸性化，富栄養化といった国際的な酪農環境問題を定量的に把握する必要がある。そこで，環境経済学における物質代謝論アプローチに属すると考えられ，製品のライフサイクルを通じての環境影響を定量的に評価する手法である LCA は，本論文の分析手法として最も適していると考えられる。また，わが国の農業分野における LCA 研究は，インベントリデータの整備，研究事例の蓄積，評価項目の拡張が必要な段階にあることが明らかになった。そこで，本論文において酪農経営に LCA を適用することは，わが国における農業分野の LCA 研究に対する事例蓄積の 1 つとなり，また，持続可能な酪農経営確立に寄与するものと考えられる。

注

*1 農業分野の環境負荷排出について貨幣評価を試みた研究もある。例えば，CVM（Contingent Valuation Method：仮想市場評価法）を用いて家畜ふん尿に起因する外部不経済を貨幣評価した岩本［2002］，環境経済統合勘定を用いて環境負荷排出に対する帰属環境費用を推定した林［2002］がある。

*2 本節の執筆にあたり，植田他［1991］，Field［1997］，髙橋［2004］を参照した。特に，環境経済学の整理においては，植田他［1991］を参照した。

*3 より具体的には，自然環境からの原材料調達から，生産者による製品生産，消費者による製品消費，生産者，消費者から排出される廃棄物処理までの生涯（ライフサイクル）のことを指す。

*4 本節の執筆にあたり，LCA の国際規格（石谷・赤井［1999，2001］，ISO［2000a，2000b］）に加え，LCA 実務入門編集委員会［1998］，未踏科学技術協会・エコマテリアル研究会［1995］，農業環境技術研究所［2003］，大村［2002］，鷲田［1999］を参照した。

*5 産業連関法は，産業連関表を用いて各部門間における金額の動きからエネルギーや環境

負荷をマクロ的に計算する方法である（鷲田［1999］）。

*6 配分基準には，一般的に各生産物の重量比が用いられる。しかし，生産物が著しく軽い等，重量比を用いることが適当ではない場合，容積比や経済的価値が配分基準として用いられる。

*7 1998 年以降とした理由は，松野［2005］によるわが国における LCA 研究の分野別整理において，農業分野における LCA の事例研究は 1998 年に発表された小林［1998］が最初としていることによる。なお，1998 年には，中條［1998］による農林水産業における LCA 紹介も発表されている。

*8 フードシステムのように農業分野のみならず食料分野も含めて分析した LCA 研究も少なくないが，本章では，農業分野を評価した LCA 研究に限定して取りまとめたので，本文では割愛し，以下に列挙するに留めたい。産業連関分析を用いた農業・食料生産活動に関する LCA 研究には，久守[2000]，尾関［2000］，尾関他［2000］がある。農産物流通に関する LCA 研究には，陳・小林［2002］がある。食品産業に関する LCA 研究には，長原［1998］，大山［1998］，鍛冶［2000］，室山他［2001，2003］，鷲野・渡辺［2004］がある。食生活に関する LCA 研究には，松本他［1999］，松本・井村［2000］，津田他［2005］がある。農業・食品廃棄物処理に関する LCA 研究には，盛岡他［1998］，松本他[2000]，恒見他[2000]，平井他[2001]，中村他［2001］，楠部他［2002］，尾関［2003 b］，志水他［2004］，酒井他［2005］がある。

*9 農業分野では，農産物生産と環境負荷排出はトレードオフの関係にあることから，農業分野に LCA を適用した分析のことをエコバランス分析と呼称した研究もある（Kimura and Hatano［2004］）。

*10 関連する研究として，稲作の LCE 分析を行った宇田川［1976］，久守［1978］，木村［1993］がある。稲作の LCE 分析を行った研究については，久守［1994］，佐藤［2004］によってまとめられている。また，稲作に環境会計を適用し，CO_2 を物量指標として計上した関根[2003]，稲作の LCA 研究における試算例を紹介した金谷［1999］がある。

*11 関連する研究として，Koga *et al*.［2003］は，北海道十勝地方における畑作（秋まき小麦，てんさい，小豆，ばれいしょ）の燃料消費に関する $LCCO_2$ 分析を行った。

*12 関連する研究として，酪農の LCE 分析を行った大久保［1991］がある。なお，畜産における窒素をはじめとした物質収支を評価した研究は，自然科学領域で多くの事例がある（第 I 章参照）。また，鶏については，経済性，エネルギー，エントロピーについて異なる鶏舎間で比較した Ikeguchi and Hoshiba［2002］がある。

*13 酪農の LCE 分析を行った大久保［1991］は，その中で飼料作物の LCE 分析も行った。

*14 関連する研究として，賀来他［2005］における評価対象について，窒素バランスに限定して評価した Kaku *et al*.［2004］がある。

*15 関連する研究として，農業生産活動全体の LCE 分析を行った宇田川［1977］，木村・杉本[1993]，井上[1998]があり，同じく LCE 分析と $LCCO_2$ 分析を行った山口他［1995］がある。

*16 関連する研究として，農業廃棄物勘定を作成し，稲わら類のリサイクルによる環境負荷削減効果を評価した林他［2003］，Hayashi *et al*.［2004］がある。

*17 関連する研究として，評価項目を CO_2 に限定して畜産廃棄物処理の最適化シミュレーションを行った Iwata *et al*.［2004］がある。また，有機性資源勘定を作成し，堆肥センターによる有機性資源循環システムを評価した林他［2004］がある。

*18 関連する研究として，個別農家用バイオガスプラントを評価対象とした研究があり，菱沼他［2002］は LCE 分析を，梅津他［2005］は LCE 分析，$LCCO_2$ 分析，LCC（Life Cycle Costing：ライフサイクルコスト）分析を行った。

*19 関連する研究として，農業地域におけるエネルギー需要を推定した袴田［1993］，わが国

における食糧生産と貿易に関するLCE分析と窒素フロー分析を行ったImura *et al.*［1997］，農業地域にエコバランスモデルを適用したKimura and Hatano［2004］がある。

*20 関連する研究として，化学肥料製造のLCE分析を行った越野［1992］，農村地域における化学肥料施用に関するLCE分析を行った袴田［1993］がある。

*21 この点と大きく異なるのは，家畜ふん尿を中心とした評価を行った畜産関連のLCA研究である。例えば，家畜ふん尿からは，地球温暖化に寄与するCH_4やN_2O，酸性化や富栄養化に寄与するNH_3，富栄養化に寄与するT-NやT-Pといった多様な環境負荷が排出される。これらの環境負荷排出が畜産環境問題発生の主因として既に認識されており，インベントリデータの整備も比較的進んでいたことから，畜産関連のLCA研究では，影響評価まで実施した研究が相対的に多いと考えられる。

*22 農業分野は，工業分野と異なり，化石資源，土壌，大気等の多岐な要素が組み込まれており，また，生態系に対する環境影響評価が確立されていないからである（福原［1999］）。

*23 気候条件が異なる場合，環境負荷排出係数は全く異なる。例えば，家畜ふん尿からの環境負荷排出には，家畜ふん尿の性状や気温，湿度，風速等が影響することが指摘されており（長田［2001］），ある実験によって得られたインベントリデータは試験地の気候条件や実験条件に依存することになる。しかし，現在のところ，気候条件のような地理的条件を加味したLCA研究は，インベントリデータが整備されていないこともあって，実施が困難な状況にある。

*24 これらの既存研究の評価対象は以下の通りである。Cederberg and Mattsson［2000］は，慣行型酪農と有機型酪農を比較評価した。Haas *et al.*［2001］は，慣行型酪農，粗放型酪農，有機型酪農を比較評価した。Cederberg and Stadig［2003］は，酪農経営のLCAにおける配分問題（生乳生産と牛肉生産における配分）について分析した。Hospido and Sonesson［2005］は，乳房炎に着目して標準牛群と改良牛群を比較評価した。Thomassen and de Boer［2005］は，有機型酪農を事例として環境評価指標の有効性を評価した。増田他［2003］は，飼料生産協業組織に参加する酪農経営から排出される環境負荷を定量分析した。増田他［2005a］は，集約型酪農と低投入型酪農を比較評価した。

*25 本論文では，酪農経営における一連の生産活動（飼養管理，ふん尿処理，飼料生産）を内包するシステムのことを酪農経営システムと呼ぶ。

*26 LCAにおける機能単位は，一般的には製品システムにおける生産物1単位のことを指すことから，酪農経営システムにおいては主産物である生乳1単位が機能単位として考えられる。しかし，酪農経営においては生乳以外にも複数の機能単位が考えられる。例えば，Haas *et al.*［2000］は，生乳以外に農場，耕地面積，乳牛（500 kg体重）を機能単位の選択肢としてあげている。

*27 購入飼料としてビートパルプや大豆粕等の副産物が投入される場合，副産物生産における環境負荷排出量についても配分を行った既存研究もある（Cederberg and Mattsson［2000］，Thomassen and de Boer［2005］）。

*28 Cederberg and Mattsson［2000］，Cederberg and Stadig［2003］は，生乳と牛個体間の生物学的配分基準として，乳牛の生乳生産，維持，妊娠に必要とされるエネルギーと蛋白質の量を用いた。

*29 ただし，データ制約によってシステム境界から除外される投入要素も少なくない。特に，データが未整備であること等から固定資本投資（農業機械，建物，道路等）を考慮した研究はほとんどない。

*30 解釈の段階は，LCAの計測における修正過程であるので記述を省略する研究も多い。それゆえ，本論文でも解釈の段階については記述しない。

*31 河川水質と乳牛頭数規模の関係を分析した

研究では，乳牛飼養密度の面積指標に流域面積を用いたものが多く（草場・早川［1999］），河川流域全体での環境負荷排出抑制も重要な論点である。しかし，本論文では，酪農経営に着目した分析を試みることと，データ制約から，流域面積ではなく，酪農経営における耕地面積を機能単位として設定した。

*32 ただし，データ制約から図 3－4 で例示された全ての項目を本論文のシステム境界に含めることはできなかった。また，本論文では，植物体による CO_2 や CH_4 等の環境負荷吸収について，分析の簡単化のために省略した。

第IV章　北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化の LCA 評価

A．目　　的

本章の目的は，LCA を用いて北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化*1 を総合的に定量評価することである*2。

北海道酪農では，都府県よりも相対的に多く賦存する農地を利用することで，自給飼料生産に依拠した土地利用型酪農を展開してきた。しかし，近年にみられる北海道酪農の乳牛頭数規模拡大では，耕地面積拡大以上に乳牛頭数規模が拡大するという傾向がみられる。大規模畜産は環境問題を引き起こす可能性があり（西尾［1997］），北海道酪農における耕地面積拡大以上の乳牛頭数規模拡大は，環境問題を悪化させているのではないかと推察される。しかし，その悪化状況を総合的に定量評価した研究はみられない*3。そこで，北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化を総合的に定量評価したい。

本章では，北海道酪農の事例地域として北海道根室支庁を選択し，北海道根室支庁における酪農経営全体を分析対象とした。北海道根室支庁は，酪農振興政策によって酪農経営の急速な乳牛頭数規模拡大がみられた北海道の代表的な酪農専業地帯であることから*4，北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化が顕著に現れている地域ではないかと考えられる。なお，本章の分析対象期間は，1975～94 年とした*5。

本章の構成は以下の通りである。B節では，酪農環境問題悪化を代理的に示す指標として，北海道根室支庁における乳牛飼養密度の推移を整理する。C節では，本章における LCA のデータと分析方法について述べる。D節では，本章における LCA の分析結果を示し，考察を加える。E節では，本章をまとめる。

B．北海道根室支庁における乳牛飼養密度の推移

まず，分析対象期間における北海道根室支庁の乳牛頭数規模拡大と耕地面積拡大の推移を確認する。具体的には，乳牛頭数と耕地面積の両方を表す指標として，耕地面積当たりにかかる環境負荷圧を代理的に示すことができる乳牛飼養密度を用いる。

図 4－1 に北海道根室支庁における乳牛飼養密度の推移を示した。北海道根室支庁の乳牛飼養密度は，分析対象期間を通じて増加傾向にあったことが明らかになった。分析対象期間における乳牛飼養密度の最小値は 1975 年の 1.02 頭/ha/年であり，最大値は 1993 年の 1.38 頭/ha/年であった。

北海道根室支庁における乳牛飼養密度の増加傾向の要因を整理すると，以下のようになる。まず，1973～1983 年に行われた根室区域広域農用地開発公団事業（新酪農村建設事業）等による急速な耕地面積拡大のために（吉野［1998］），分析対象期間初期の乳牛飼養密度は比較的低かったものの，既にこの時点で耕地面積拡大よりも乳牛頭数規模拡大が上回っていたことから乳牛飼養密度は急速に増加した。その後，1983 年の事業完了による耕地面積拡大の停滞とそれに伴う乳牛頭数規模拡大の停滞から，1988 年まで乳牛飼養密度はやや増加から一時減少を示した。しかし，1980 年代後半から生じた生乳生産過剰を背景とした乳価低下，牛肉輸入自由化の影響による牛個体価格低下といった経営環境の変化や円高ドル安基調による輸入飼料価格低下等（鵜川［1998］）によって，自給飼料生産に依拠しない乳牛頭数規模拡大が進展したことから，1988 年以降，乳牛飼養密度は再び急速に増加した。

以上から，分析対象期間における北海道根室

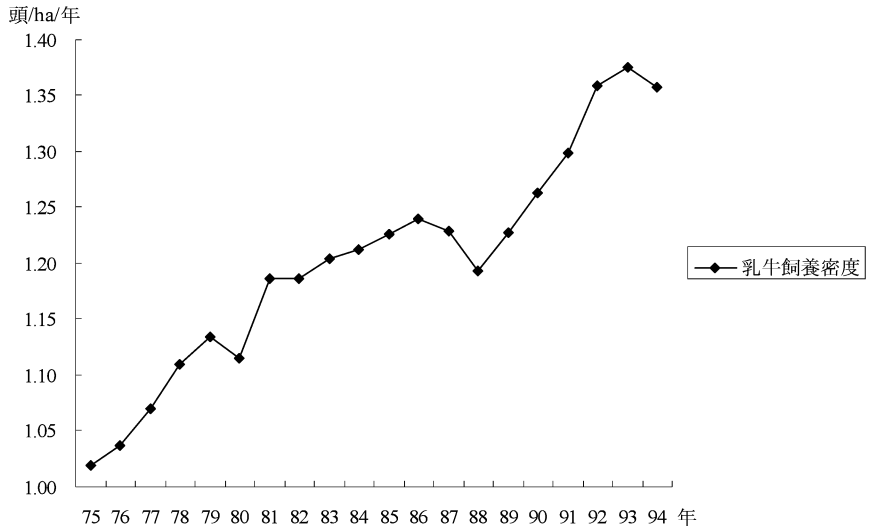

図4－1　北海道根室支庁における乳牛飼養密度の推移
資料：農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次より作成。
注：乳牛飼養密度は，成牛換算頭数／飼料作物作付面積として求めた。成牛換算頭数は，乳牛2歳以上を1頭，乳牛2歳未満を0.5頭として計算した合計飼養頭数である。飼料作物作付面積は，酪農経営が主に耕作すると考えられるイネ科牧草，イネ科･マメ科牧草混播，青刈りとうもろこしの合計面積と仮定した。

支庁では，乳牛飼養密度が増加傾向にあったことが確認され，酪農環境問題が悪化してきたのではないかと推察される。

C．乳牛頭数規模拡大におけるLCAの分析方法

a．機能単位の設定

本章では，排出された環境負荷の評価尺度である機能単位として，耕地面積1haを設定した。それゆえ，酪農経営から産出される生産物間（生乳と牛個体等）での環境負荷の配分は行わない。なお，分析において作物種別の耕地面積データを利用する必要があることから，本章における北海道根室支庁の耕地面積とは，酪農経営が主に耕作すると考えられるイネ科牧草，イネ科・マメ科牧草混播，青刈りとうもろこしの合計面積と仮定した。以下では，特に断りがない限り，北海道根室支庁の耕地面積とはこれらの飼料作物の合計面積という意味で用いる。

b．酪農経営システムの設定

図4－2は，北海道根室支庁における酪農経営システムのライフサイクルフローである。北海道根室支庁における酪農経営システムは，飼養管理ステージ（畜舎），ふん尿処理ステージ（ふん尿処理施設），飼料生産ステージ（農地）の3ステージからなると仮定した。飼養管理ステージでは，自給飼料と購入飼料が投入され*6，生乳と牛個体が生産され*7，家畜ふん尿が排出される。ふん尿処理ステージでは，排出された家畜ふん尿が投入され，自給肥料が生産される。飼料生産ステージでは，自給肥料と購入肥料が投入され，自給飼料が生産される*8。また，これらの生産活動のために，光熱動力（エネルギー）が各ステージに投入される。本章では，図4－2に従って分析に必要なデータを収集した。

c．データの収集

1）投入・産出データ

表4－1は，北海道根室支庁における投入･産出データの年平均値と変動係数を示したものである。これらのデータは，農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次（乳牛飼養戸数，乳牛頭数，生乳生産量，耕地面積，光熱動力費，購入飼料費，購入肥料費），農林水産省『ポケット肥料要覧』各年次（化学肥料販売額，化学肥料内需純成分消費量）等から求めた*9。なお，年

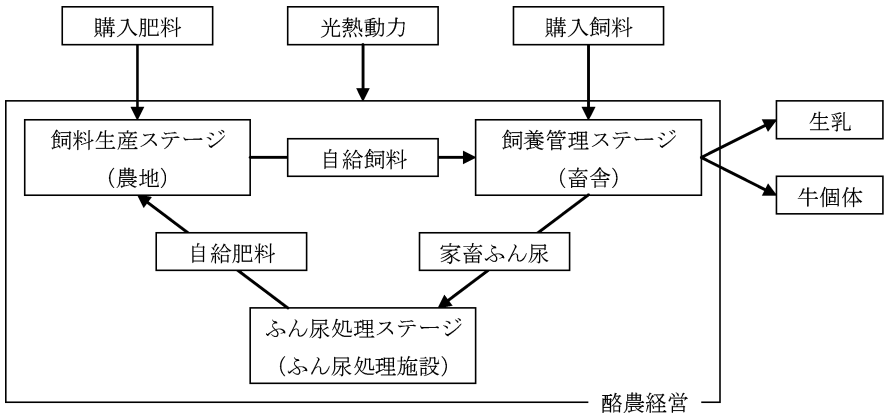

図 4－2　北海道根室支庁における酪農経営システムのライフサイクルフロー

表 4－1　北海道根室支庁における投入・産出データ

区　分	年平均値	変動係数
投入データ		
光熱動力費（円/ha/年）	14,546.4	0.260
購入飼料費（円/ha/年）	137,182.9	0.129
購入肥料費（円/ha/年）	36,801.8	0.232
―― 窒素量（kgN/ha/年）	64.3	0.174
―― リン量（kgP/ha/年）	31.3	0.204
産出データ		
FCM 量（kg-FCM/ha/年）	4,434.1	0.260

資料：農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次，農林水産省『ポケット肥料要覧』各年次より作成。
注：光熱動力費，購入飼料費，購入肥料費は総務省『消費者物価指数年報』の「全国消費者物価指数の総合指数」を用いて実質化した（1995年＝100）。

平均値は，機能単位である耕地面積 1 ha 当たりとして計上した。

酪農経営システム外からの投入データは，光熱動力費が年平均値 14,546.4 円/ha/年，変動係数 0.260，購入飼料費が年平均値 137,182.9 円/ha/年，変動係数 0.129，購入肥料費が年平均値 36,801.8 円/ha/年，変動係数 0.232，購入肥料窒素量が年平均値 64.3 kgN/ha/年，変動係数 0.174，購入肥料リン量が年平均値 31.3 kgP/ha/年，変動係数 0.204 であった。光熱動力費，購入飼料費，購入肥料費は，北海道の酪農単一経営 1 戸当たり各平均費用に北海道根室支庁の乳牛飼養戸数を乗じたものを北海道根室支庁の各費用とし，それらの数値を北海道根室支庁の耕地面積で除して求めた。なお，各費用データは，総務省『消費者物価指数年報』の「全国消費者物価指数の総合指数」を用いて 1995 年を基準年として実質化した。購入肥料窒素，リン量は，全国の化学肥料販売額と化学肥料内需純成分消費量のデータから求めた化学肥料販売額当たり窒素，リン量に先に求めた北海道根室支庁の購入肥料費を乗じたものを北海道根室支庁の購入肥料窒素，リン投入量とし，それらの数値を北海道根室支庁の耕地面積で除して求めた[*10]。

酪農経営システム外への産出データは，FCM（Fat Corrected Milk：4％脂肪補正乳）量が年平均値 4,434.1 kg-FCM/ha/年，変動係数 0.260 であった[*11]。FCM 量は以下のように求めた。まず，北海道根室支庁の生乳生産量について，北海道の搾乳牛 1 頭当たり生乳生産量に北海道根室支庁の搾乳牛頭数を乗じて求めた。次に，求められた生乳生産量と乳脂率（北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』各年次）を農林水産省農林水産技術会議事務局［1999］による（4－1）式に代入して FCM 量を推定し，その数値を北海道根室支庁の耕地面積で除して求めた。

$$FCM = (15 \times FAT \div 100 + 0.4) \times MILK \qquad (4-1)$$

ただし，FCM：4％脂肪補正乳量（kg-FCM/頭/日），FAT：乳脂率（%），$MILK$：生乳生産量（kg-原物/頭/日）。

2）家畜ふん尿データ

a）家畜ふん尿排出量の推定

家畜ふん尿排出量は，搾乳牛，乾乳・未経産牛，育成牛について，家畜ふん尿排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛と育成牛：中央畜産会[2001]）に各飼養頭数を乗じて求めた(表4－2)。推定された家畜ふん尿の種類は，環境負荷排出量の計測に必要な原物，窒素，リン，有機物の4種類である。ただし，家畜ふん尿有機物排出量は，ふん尿処理ステージに投入された家畜ふん尿原物排出量に畜産技術協会［2002］による有機物含有率（固体16%，液体0.5%）を乗じて求めた。

搾乳牛ふん尿排出係数は，増田他［2005a］と同じ方法を用いて，北海道根室支庁における搾乳牛の高泌乳化による変動を考慮し，推定した（図4－3)。推定に用いたデータは，生乳生産量（農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次），乳脂率，乳蛋白質率(北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』各年次）である*12。具体的には，まず，搾乳牛ふん尿窒素量を(4－2）式のように仮定した*13。

$$N_{MANURE}=N_{FEED}-N_{MILK} \qquad (4-2)$$

ただし，N_{MANURE}：搾乳牛ふん尿窒素量（kgN/頭/日），N_{FEED}：搾乳牛摂取飼料窒素量（kgN/頭/日），N_{MILK}：生乳窒素量（kgN/頭/日)。

ここで，搾乳牛の摂食状況は不明であることから，搾乳牛摂取飼料窒素量を維持に要する窒素要求量と産乳に要する窒素要求量の合計値と仮定し，これらの窒素要求量を求めるために，農林水産省農林水産技術会議事務局［1999］による（4－3，4－4）式から各粗蛋白質要求量を求めた。ただし，(4－3)式における搾乳牛体重は650 kg（並河他［2000］）と仮定した。

$$CP_M=2.71\times W^{0.75}\div 0.60 \qquad (4-3)$$

$$CP_{MP}=(26.6+5.3\times FAT)\times MILK\div 0.65 \qquad (4-4)$$

ただし，CP_M：搾乳牛の維持に関する粗蛋白質要求量(g/頭/日)，W：搾乳牛体重(kg/頭)，CP_{MP}：搾乳牛の産乳に要する粗蛋白質要求量（g/頭/日），FAT：乳脂率（%），$MILK$：生乳生産量（kg-原物/頭/日)。

(4－3，4－4)式によって求められた粗蛋白質要求量の合計値に，農林水産省農林水産技術会議事務局［1999］による（4－5）式から求められる分離給与を想定した補正係数を乗じた。

$$CFA=1+(MILK\div 15)\times 0.04 \qquad (4-5)$$

表4－2　第Ⅳ章で用いた家畜ふん尿排出係数（原物）

区　分	排出係数	資　料
ふん		
搾乳牛	29.9～39.9kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	29.7kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	17.9kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
尿		
搾乳牛	8.8～11.8kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	6.1kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	6.7kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］

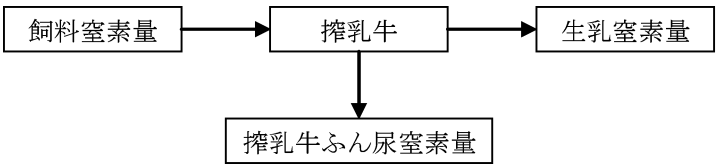

図4－3　搾乳牛ふん尿排出係数（窒素）の推定モデル
注：牛体蓄積は体重固定を仮定したことから省略した。

ただし，*CFA*：補正係数，*MILK*：生乳生産量（kg-原物/頭/日）。

粗蛋白質窒素含有率を 16%と仮定し（田先［1996］），これを補正後の粗蛋白質要求量の合計値に乗じることで，(4－2)式の搾乳牛摂取飼料窒素量を求めた。また，(4－2)式の生乳窒素量は，生乳生産量に乳蛋白質率を乗じて求めた。以上の方法で推定された搾乳牛摂取飼料窒素量と生乳窒素量を（4－2）式に代入し，搾乳牛ふん尿窒素量を求めた。

それから，推定された搾乳牛ふん尿窒素量をふん 50%，尿 50%の比率（中央畜産会［2001］）で按分し，搾乳牛ふん尿窒素排出係数を求めた。次に，搾乳牛ふん尿原物当たり窒素含有率をふん 0.34%，尿 1.14%（中央畜産会［2001］）と仮定し，これらの値で搾乳牛ふん尿窒素排出係数を除して搾乳牛ふん尿原物排出係数を求めた。最後に，搾乳牛ふん尿原物当たりリン含有率をふん 0.09%，尿 0.01%（中央畜産会[2001]）と仮定し，これらの値を搾乳牛ふん尿原物排出係数に乗じて搾乳牛ふん尿リン排出係数を求めた。

以上の方法で推定された搾乳牛ふん尿排出係数を原物について示すと，ふん 29.9～39.9 kg-原物/頭/日，尿 8.8～11.8 kg-原物/頭/日である*14。これらの排出係数は，搾乳牛の高泌乳化が進むにつれて大きくなり，搾乳牛 1 頭当たり乳量が最大となった 1992 年に最大値を示した。

b）ふん尿処理方法の設定

飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおけるふん尿処理方法は，以下のように仮定した。バーンクリーナによる固液分離処理を想定した成牛舎（搾乳牛，乾乳・未経産牛）では，固口流量割合 78.85%（中央畜産会［2001］）で処理されると仮定し，育成舎（育成牛）では，全量堆肥化処理を仮定した。これらの仮定に従って，ふん尿処理ステージへの家畜ふん尿投入量を堆肥化処理と液肥化処理仕向け分として按分した。

d．環境負荷排出量の計測

本章で計測した環境負荷は，CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P の 8 種類である。表 4－3 に本章で用いた環境負荷排出係数を示した。

1）CO_2，NO_x，SO_x の計測方法

光熱動力，購入飼料，購入肥料において排出される CO_2，NO_x，SO_x は，各環境負荷排出係数（南齋他［2002］）を用いて推定した。ただし，光熱動力はデータ制約から電力と仮定した*15。なお，CO_2 の計測では，C に原子量の比 44/12 を乗じて CO_2 に換算した。

2）CH_4 の計測方法

a）乳牛反芻からの CH_4

乳牛反芻から排出される CH_4 は，乳牛反芻 CH_4 排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛と育成牛：環境省[2002]）を用いて推定した。ただし，搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，搾乳牛ふん尿と同様に増田他［2005a］と同じ方法を用いて，北海道根室支庁における搾乳牛の高泌乳化による変動を考慮し，推定した（図 4－4）。推定に用いたデータは，搾乳牛ふん尿排出係数と同じもの（生乳生産量，乳脂率，乳蛋白質率）である。

具体的には，まず，搾乳牛乾物摂取量を農林水産省農林水産技術会議事務局［1999］による（4－6）式から求めた。ただし，（4－6）式における搾乳牛体重は 650 kg（並河他［2000］）と仮定し，FCM 量は（4－1）式から求めたものを用いた。

$$DMI = 2.98120 + 0.00905 \times W + 0.41055 \times FCM \qquad (4-6)$$

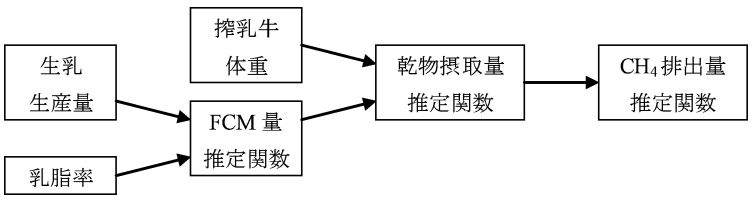

図 4－4　搾乳牛反芻 CH_4 排出係数の推定モデル

表 4－3　第Ⅳ章で用いた環境負荷排出係数

環境負荷と排出源	排出係数	資　料
CO_2		
光熱動力	6.12 t-C/百万円	南齋他［2002］
購入飼料	0.53 t-C/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	1.43 t-C/百万円	南齋他［2002］
NO_x		
光熱動力	17.15 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
購入飼料	7.48 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	9.12 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
SO_x		
光熱動力	13.71 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
購入飼料	3.64 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	4.74 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
CH_4		
搾乳牛反芻	427.1～481.3 L-CH_4/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛反芻	255.4 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
育成牛反芻	267.3 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	0.33 CH_4%/有機物	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.92 CH_4%/有機物	環境省［2002］
N_2O		
飼養管理ステージ（成牛舎，育成舎）	0.005 N_2O-N%/T-N	寺田他［1998］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.65 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.75 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
飼料生産ステージ（堆肥，液肥，購入肥料）	0.6 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
飼料生産ステージ（副産物）	1.25 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
NH_3		
飼養管理ステージ（成牛舎）	10.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼養管理ステージ（育成舎）	4.5 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.3 NH_3-N%/T-N	前田他［2001］
ふん尿処理ステージ（液肥）	12.0 NH_3-N%/T-N	Sommer *et al.*［1993］
飼料生産ステージ（液肥）	13.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼料生産ステージ（購入肥料）	7.7 NH_3-N%/T-N	Ogino *et al.*［2004］
T-N，T-P	Soil Surface Balance	本文を参照。

注：南齋他［2002］から引用した排出係数は，産業連関表，購入者価格ベース（光熱動力は各部門の「家計消費支出」部門への産出額），$(I-A)^{-1}$ 型モデルによる。

ただし，*DMI*：搾乳牛乾物摂取量（kg-DM/頭/日），*W*：搾乳牛体重(kg/頭)，*FCM*：4％脂肪補正乳量（kg-FCM/頭/日）。

次に，推定された搾乳牛乾物摂取量を Shibata *et al.*［1993］による（4－7）式の CH_4 推定関数に代入し，搾乳牛反芻 CH_4 排出係数を求めた。

$$CH_4 = -17.766 + 42.793 \times DMI - 0.849 \times DMI^2 \quad (4-7)$$

ただし，CH_4：搾乳牛反芻 CH_4 排出量（L-CH_4/頭/日），*DMI*：搾乳牛乾物摂取量（kg-DM/頭/日）。

以上の方法で推定された搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，427.1～481.3 L-CH_4/頭/日であ

る*16。この排出係数は，搾乳牛の高泌乳化が進むにつれて大きくなり，搾乳牛 1 頭当たり乳量が最大となった 1992 年に最大値を示した。

b）家畜ふん尿からの CH_4

ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される CH_4 は，有機物当たり CH_4 排出係数（環境省［2002］）を用いて推定した。なお，本章では，計算の簡単化のために飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される CH_4 を省略した*17。

3）N_2O の計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される N_2O は，T-N 当たり N_2O-N 排出係数（寺田他［1998］，環境省［2002］）を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料と副産物から排出される N_2O は，T-N 当たり N_2O-N 排出係数（環境省［2002］）を用いて推定した。なお，N_2O の計測では，N_2O-N に原子量の比 44/28 を乗じて N_2O に換算した。また，副産物窒素量は，各飼料作物の原物収量に飼料作物乾物率 20％（尾和［1996］）を乗じて乾物収量を求め，それに乾燥重量での飼料作物副産物換算係数 0.444（松本他［1990］）と各飼料作物の乾物中窒素含有率（尾和［1996］）を乗じて求めた。ただし，副産物は全て農地に還元されると仮定した*18。

4）NH_3 の計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3 は，T-N 当たり NH_3-N 排出係数（寶示戸他[2003]，前田他[2001]，Sommer *et al.*[1993]）を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3 は，T-N 当たり NH_3-N 排出係数（Ogino *et al.*［2004］）を用いて推定した。なお，NH_3 の計測では，NH_3-N に原子量の比 17/14 を乗じて NH_3 に換算した。

5）T-N と T-P の計測方法

T-N と T-P は，Soil Surface Balance を用いて推定した。Soil Surface Balance とは，農地に投入される養分量から農地から産出される養分量を差し引いて求められるもの，すなわち，農地において余剰となる養分量である（OECD［2001］）。そこで，飼料生産ステージにおける T-N（余剰窒素量），T-P（余剰リン量）は，（4－8，4－9）式から求めた*19。

$$N_{SS} = N_{SI} - N_{SO} \qquad (4-8)$$

$$P_{SS} = P_{SI} - P_{SO} \qquad (4-9)$$

ただし，N_{SS}：農地における余剰窒素量，N_{SI}：農地への投入窒素量，N_{SO}：農地からの産出窒素量，P_{SS}：農地における余剰リン量，P_{SI}：農地への投入リン量，P_{SO}：農地からの産出リン量。

本章における Soil Surface Balance の推定モデル（図 4－5）は，Mishima［2001］による Soil Surface Balance を用いた窒素収支モデル

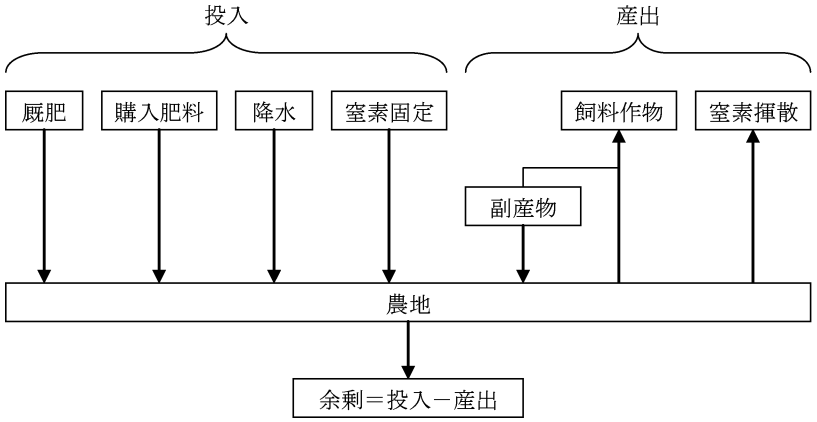

図 4－5　北海道根室支庁における Soil Surface Balance の推定モデル
資料：Mishima［2001］p.158 を参考に作成。

を参考に設定した*20。具体的には，以下の通りである。

農地への投入では，厩肥(堆肥と液肥)，購入肥料，降水，窒素固定を計上した。厩肥窒素，リン量は，飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおける揮散窒素量を差し引いた厩肥窒素量と全ての厩肥リン量が農地に投入されると仮定して求めた。購入肥料窒素，リン量は，北海道根室支庁の耕地面積に先に推定した耕地面積1 ha当たり購入肥料窒素，リン量を乗じて求めた。降水窒素，リン量は，降水窒素，リン成分値と北海道根室市の年間降水量（気象庁［2005］），そして北海道根室支庁の耕地面積を乗じて求めた。ただし，降水窒素，リン成分値は，降雨窒素成分が1.01 mgN/L，降雪窒素成分が1.09 mgN/L，降雨リン成分が0.013 mgP/L，降雪リン成分が0.067 mgP/Lと仮定し（大村［1995］），降雨期間は4～11月，降雪期間は1～3，12月と仮定した。窒素固定量は，北海道根室支庁のイネ科・マメ科牧草混播面積に窒素固定係数80 kgN/ha/年（Yatazawa［1978］）を乗じて求めた。

農地からの産出では，飼料作物と窒素揮散を計上した。飼料作物窒素，リン量は，各飼料作物の原物収量に飼料作物乾物率20%（尾和［1996］）を乗じて乾物収量を求め，それに各飼料作物の乾物中窒素，リン含有率(尾和[1996])を乗じて求めた。窒素揮散量は，脱窒量と農地への窒素投入によって揮散したNH_3-N量の合計値を計上した。ただし，脱窒量は，北海道根室支庁の耕地面積に脱窒係数20 kgN/ha/年（Yatazawa［1978］）を乗じて求めた。

e．環境影響カテゴリーの選択

本章で選択された環境影響カテゴリーは，地球温暖化，酸性化，富栄養化の3つである（表4－4)。地球温暖化では，CO_2を1倍，CH_4を23倍，N_2Oを296倍（CML［2002］）してCO_2等量換算で計上した。酸性化では，NO_xを0.7倍，SO_x（SO_2として）を1.0倍，NH_3を1.88倍（CML［2002］）してSO_2等量換算で計上した。富栄養化では，NO_xを0.13倍，NH_3を0.35倍，T-Nを0.42倍，T-Pを3.06倍（CML［2002］）してPO_4等量換算で計上した*21。

D．乳牛頭数規模拡大におけるLCAの分析結果

a．LCAの計測結果

1）地球温暖化の計測結果

図4－6は，乳牛頭数規模拡大における地球温暖化の計測結果である。分析対象期間における地球温暖化ポテンシャルは5.061～7.607 t-CO_2-eq/ha/年であり，増加傾向にあったことが明らかになった*22。地球温暖化に対する各環境負荷の寄与率は，分析対象期間を通じて大きな変化はなく，CH_4が49.0～52.3%，N_2Oが35.8～38.7%，CO_2が9.4～15.0%であった。

図4－7は，乳牛頭数規模拡大における地球温暖化に対する環境負荷の排出源別寄与率である。地球温暖化の主要な排出源として，乳牛反芻から排出されるCH_4(寄与率46.0～49.2%)，ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出されるN_2O（寄与率24.7～28.1%）があげられる。これらの地球温暖化に対する寄与率は，各年を通じて大きな変化はなく，合計70.7～76.7%であった。

2）酸性化の計測結果

図4－8は，乳牛頭数規模拡大における酸性化の計測結果である。分析対象期間における酸性化ポテンシャルは0.032～0.055 t-SO_2-eq/ha/

表4－4　第Ⅳ章で選択された環境影響カテゴリー

環境影響カテゴリー	単位	環境負荷と特性分析係数
地球温暖化	t-CO_2-eq	CO_2：1，CH_4：23，N_2O：296
酸性化	t-SO_2-eq	NO_x：0.7，SO_x：1.0，NH_3：1.88
富栄養化	t-PO_4-eq	NO_x：0.13，NH_3：0.35，T-N：0.42，T-P：3.06

注：1）特性分析係数はCML［2002］による。ただし，SO_xはSO_2とみなした。2）富栄養化のT-N，T-Pは，Soil Surface Balanceによって求めた余剰窒素，リン量を計上した。

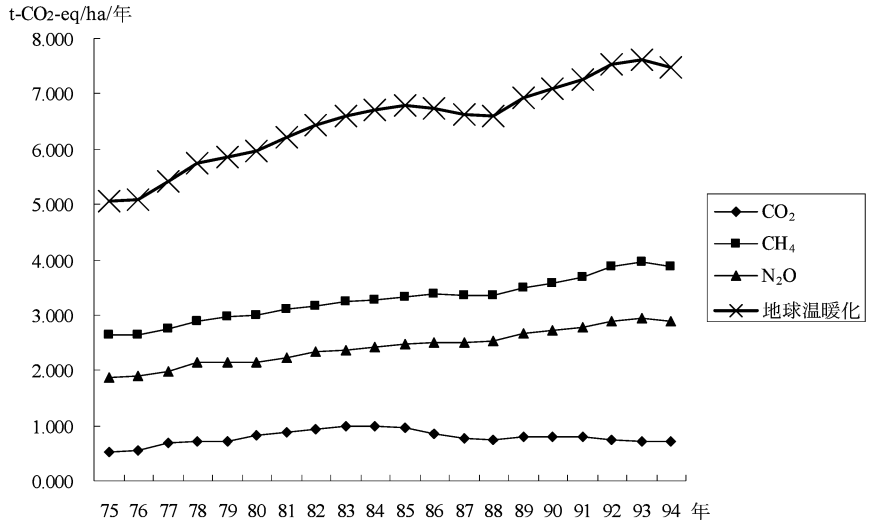

図 4－6　乳牛頭数規模拡大における地球温暖化の計測結果

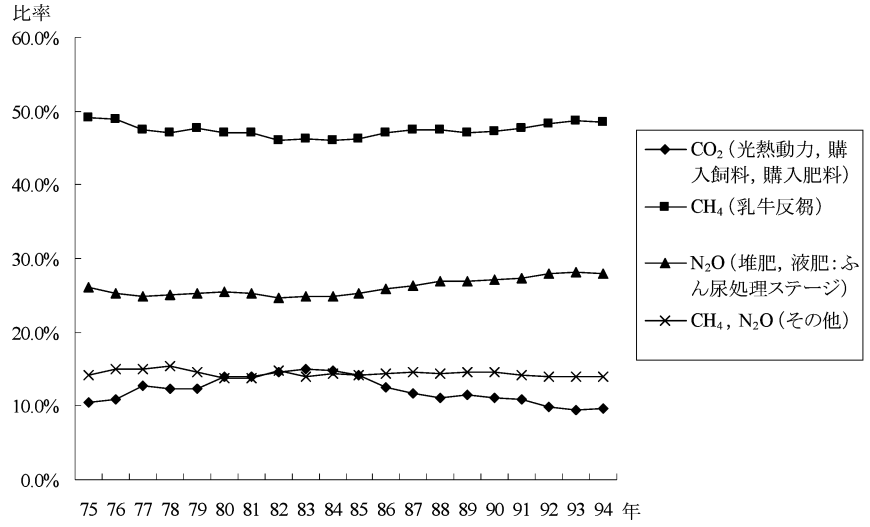

図 4－7　乳牛頭数規模拡大における地球温暖化に対する環境負荷の排出源別寄与率

年であり，増加傾向にあったことが明らかになった*23。酸性化に対する各環境負荷の寄与率は，分析対象期間を通じて大きな変化はなく，NH_3 が 94.7～96.9%，NO_x が 1.7～3.0%，SO_x が 1.4～2.3%であった。

図 4－9 は，乳牛頭数規模拡大における酸性化に対する環境負荷の排出源別寄与率である。酸性化の主要な排出源として，飼養管理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 37.8～43.4%），ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 21.9～25.9%），飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3（寄与率 18.6～28.5%）があげられる。これらの酸性化に対する寄与率は，各年を通じて大きな変化はなく，合計 87.5～89.3%であった。

3）富栄養化の計測結果

図 4－10 は，乳牛頭数規模拡大における富栄養化の計測結果である。分析対象期間における富栄養化ポテンシャルは 0.045～0.153 $t\text{-}PO_4^{-}$ eq/ha/年であり，増加傾向にあったことが明らかになった*24。富栄養化に対する各環境負荷の

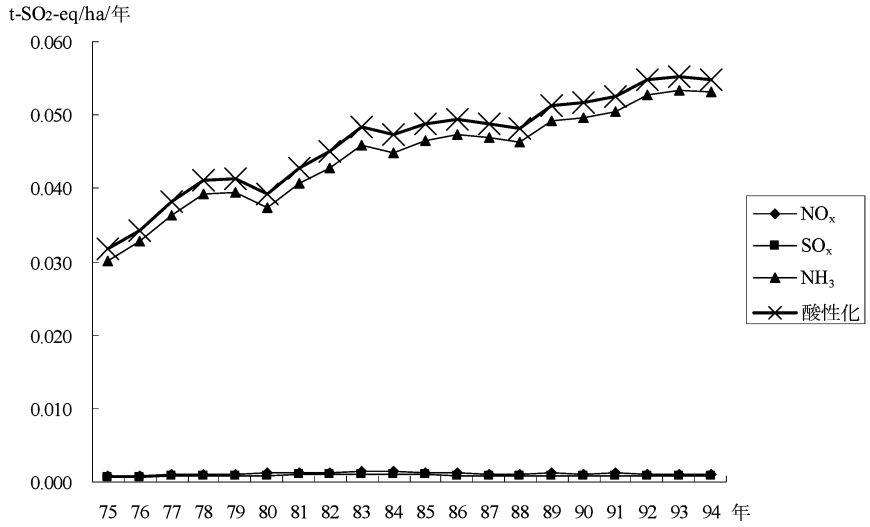

図 4－8　乳牛頭数規模拡大における酸性化の計測結果

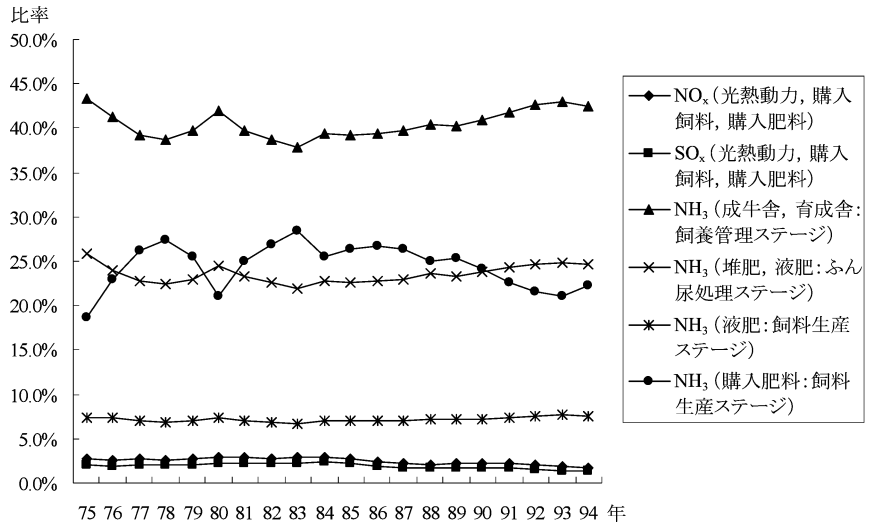

図 4－9　乳牛頭数規模拡大における酸性化に対する環境負荷の排出源別寄与率

寄与率は，分析対象期間を通じて大きな変化はなく，T-P が 50.6～68.6%，T-N が 23.7～36.4%，NH_3 が 5.6～12.6%，NO_x が 0.1～0.4%であった(図 4－11)。ここで，富栄養化の主要な排出源として，Soil Surface Balance による T-P と T-N があげられる。これらの富栄養化に対する寄与率は，各年を通じて大きな変化はなく，合計 87.0～94.2%であった[*25]。以下では，T-N と T-P について，Soil Surface Balance の計測結果から詳しくみていく。

ａ）T-N の計測結果

図 4－12 は，乳牛頭数規模拡大における T-N の計測結果である。分析対象期間における T-N は 0.037～0.098 tN/ha/年であり，増加傾向にあったことが明らかになった[*26]。窒素投入における寄与率は，厩肥が 32.6～41.0%，窒素固定が 27.6～37.6%，購入肥料が 19.4～33.1%，降水が 3.2～7.2%であり(図 4－13)，窒素投入は主として厩肥，窒素固定，購入肥料によるものであった。

T-N における増加傾向の主因は，分析対象期

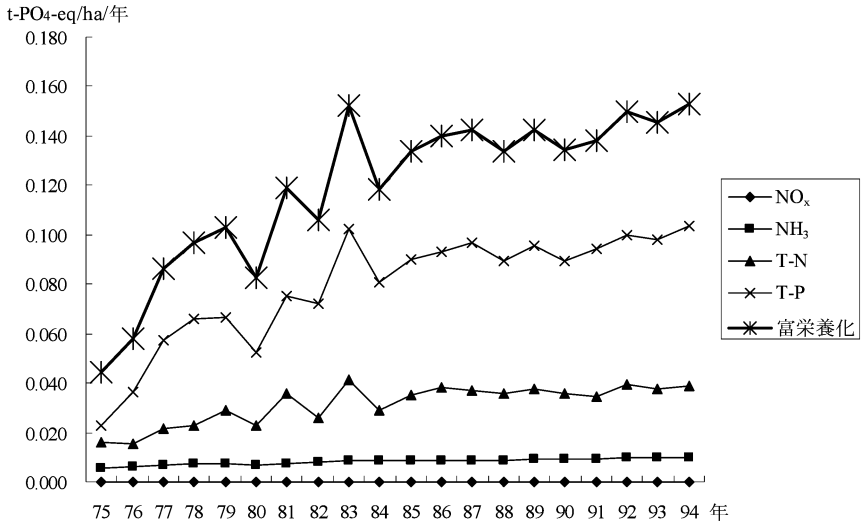

図 4－10　乳牛頭数規模拡大における富栄養化の計測結果

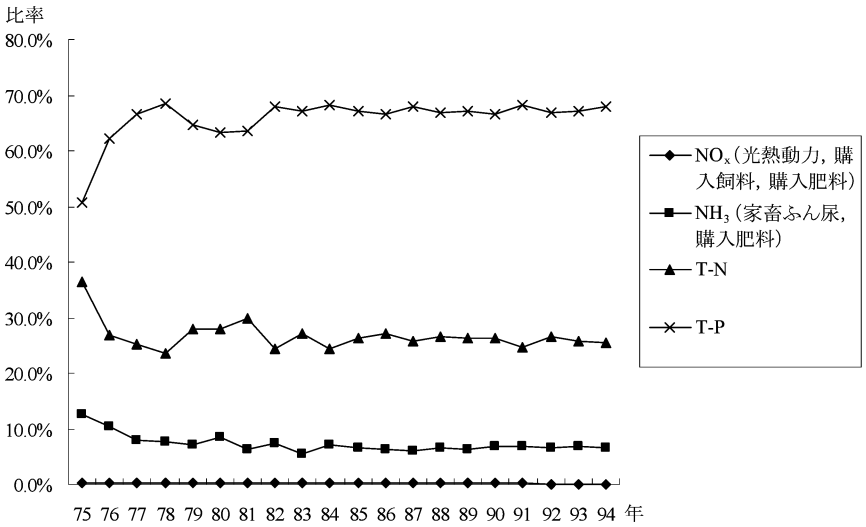

図 4－11　乳牛頭数規模拡大における富栄養化に対する環境負荷の排出源別寄与率

間における厩肥，購入肥料投入量増加に対し[*27]，産出物である飼料作物の収量増加が停滞したことから，農地における投入と産出の差である余剰窒素量（T-N）が増加したことによるものである。

b）T-P の計測結果

図 4－14 は，乳牛頭数規模拡大における T-P の計測結果である。分析対象期間における T-P は 0.007～0.034 tP/ha/年であり，増加傾向にあったことが明らかになった[*28]。リン投入における寄与率は，購入肥料が 57.3～73.9%，厩肥が 25.8～41.5%，降水が 0.3～1.2%であり（図 4－15），リン投入は主として購入肥料，厩肥によるものであった。

T-P における増加傾向の主因は，分析対象期間における厩肥や購入肥料投入量の増加に対し，産出物である飼料作物の収量増加が停滞したことから，農地における投入と産出の差である余剰リン量（T-P）が増加したことによるものである。

b．乳牛頭数規模拡大における持続可能性

以上の分析結果から，北海道根室支庁の乳牛

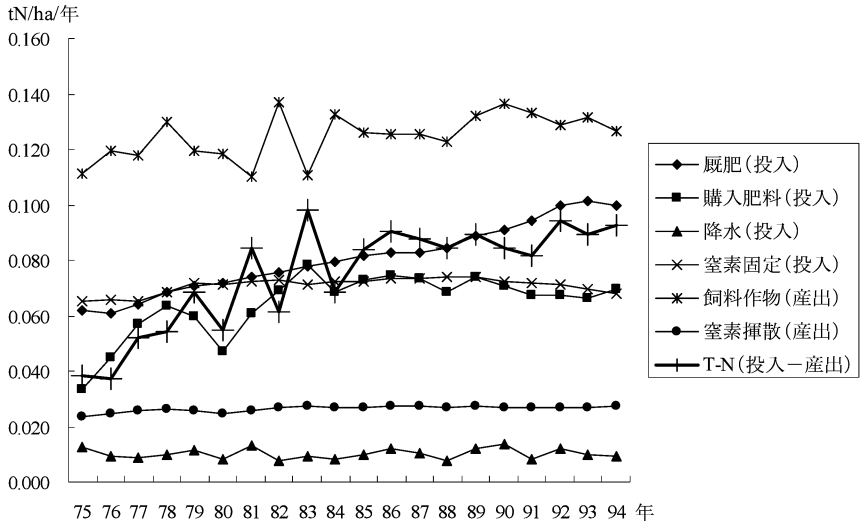

図 4－12　乳牛頭数規模拡大における T-N の計測結果

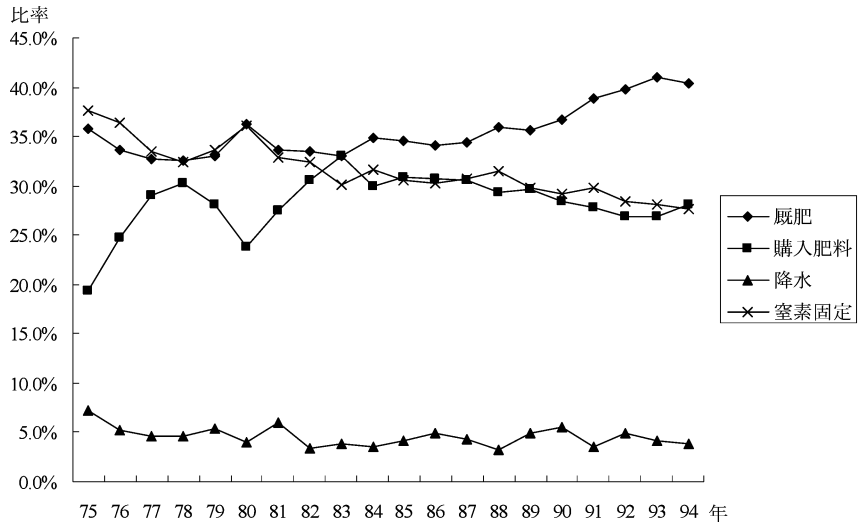

図 4－13　乳牛頭数規模拡大における T-N の投入項目別寄与率

頭数規模拡大において，全ての環境影響カテゴリーが増加傾向にあったことが定量的に示された（図 4－16）。すなわち，北海道根室支庁では，乳牛頭数規模が拡大するにつれて環境問題が悪化してきたことが明らかになった。1994 年における北海道根室支庁の酪農経営では，対 1975 年比で地球温暖化は 48.0%，酸性化は 72.9%，富栄養化は 242.9%増加していた。なお，環境影響カテゴリーの増加傾向は，富栄養化，酸性化，地球温暖化の順に大きかった*29。

これらの環境影響カテゴリーが増加傾向にあった主因は，分析結果から概ね 3 点にまとめられる。第 1 に，家畜ふん尿や乳牛反芻 CH_4 の排出源である乳牛の頭数規模が耕地面積以上に拡大した点である（図 4－1 参照）。第 2 に，第 1 の点に加えて，搾乳牛の高泌乳化*30 のために飼料摂取量が増加したことから，搾乳牛反芻 CH_4 や搾乳牛ふん尿の排出係数が増加し（表 4－2，4－3 参照），それらに係る環境負荷排出量（CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P）が増加した点である。第 3 に，耕地面積 1 ha 当たり購入肥料投入量が急増し*31，それに係る環境負荷排出

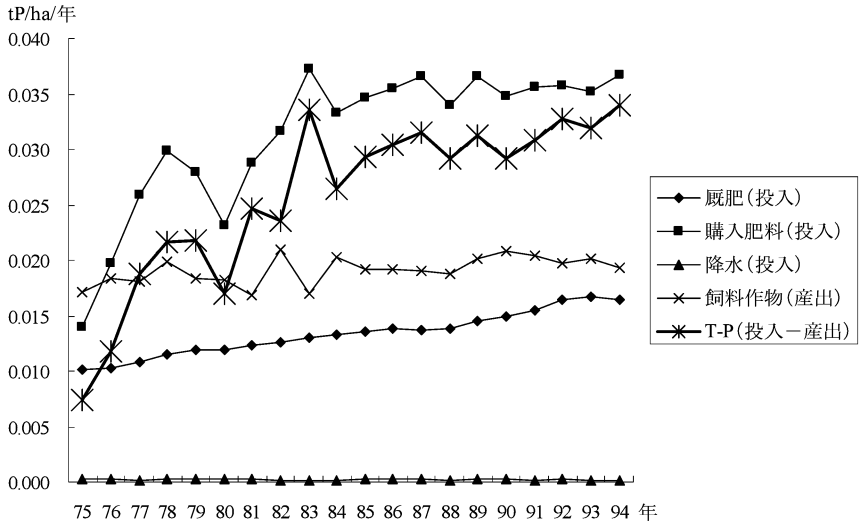

図 4－14　乳牛頭数規模拡大における T-P の計測結果

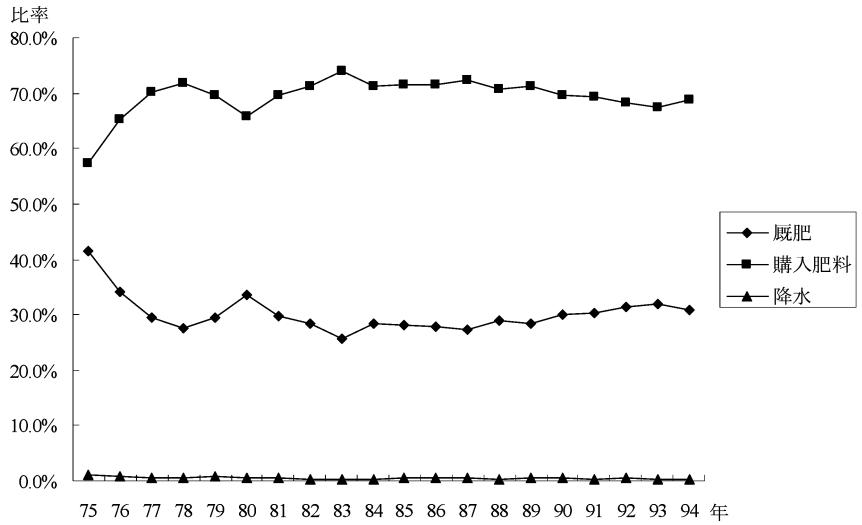

図 4－15　乳牛頭数規模拡大における T-P の投入項目別寄与率

量（N_2O，NH_3，T-N，T-P）が増加した点である。

E．ま　と　め

本章の目的は，LCA を用いて北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化を総合的に定量評価することであった。

本章の LCA では，北海道酪農の事例地域として北海道根室支庁を選択し，分析対象期間は 1975～94 年とした。LCA の分析においては，機能単位として耕地面積 1 ha を設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。

分析結果から，1994 年における北海道根室支庁の酪農経営では，対 1975 年比で地球温暖化は 48.0%，酸性化は 72.9%，富栄養化は 242.9% 増加していたことが示され，全ての環境影響カテゴリーが増加傾向にあったことが確認された。環境影響カテゴリーの増加傾向は，富栄養化，酸性化，地球温暖化の順に大きかった。これらの環境影響カテゴリーが増加傾向にあった主因として，第 1 に，家畜ふん尿や乳牛反芻 CH_4 の排出源である乳牛の頭数規模が耕地面

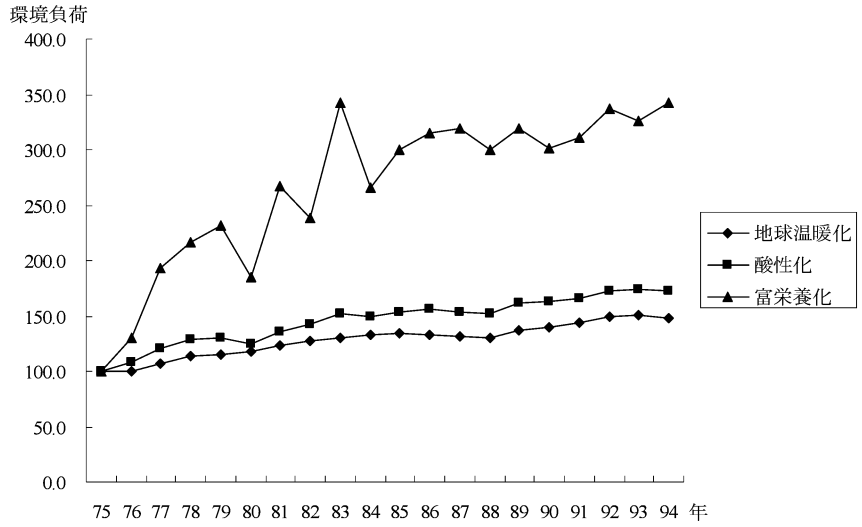

図 4－16　乳牛頭数規模拡大における LCA の計測結果（1975 年＝100）

積以上に拡大したこと，第 2 に，第 1 の点に加えて，搾乳牛の高泌乳化のために飼料摂取量が増加したことから，搾乳牛反芻 CH_4 や搾乳牛ふん尿の排出係数が増加し，それらに係る環境負荷排出量が増加したこと，第 3 に，耕地面積 1 ha 当たり購入肥料投入量が急増し，それに係る環境負荷排出量が増加したことが推察された。

以上から，北海道酪農では，乳牛頭数規模が拡大するにつれて環境保全的ではない，すなわち持続可能ではない方向に酪農経営を展開してきたことが明らかになった。以下の章では，本章の分析結果を踏まえて，北海道酪農における環境問題を緩和させ，さらに経営経済面でもメリットがある取り組みとして，個別対応による低投入型酪農転換（第Ⅴ章）と組織対応による飼料生産協業組織化（第Ⅵ章）を分析対象とし，北海道酪農における持続可能な酪農経営の実現に向けた評価を試みる。

注

*1 本章でいう環境問題悪化とは，ある一時点（具体的には，分析対象期間初年の 1975 年）を基準としてみたときに環境負荷排出量増加が確認された場合を意味する。

*2 なお，北海道酪農の展開過程において，乳牛頭数規模拡大が経営経済面に与えた影響についても重要な論点であるが，本章では，それが環境面に与えた影響に限定して分析を進める。

*3 評価する環境負荷を窒素のみに限定し，乳牛飼養密度の増加と河川中の硝酸性窒素濃度の増加が正の相関関係にあると報告した長澤他［1995］，志村・田淵［1997］がある。しかし，本章のように窒素も含めた複数の環境負荷（CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P）を定量化した上で環境問題として総合的に定量評価した研究はみられない。既存研究に対する本章の特徴は，LCA を個別の酪農経営ではなく，酪農専業地帯という地域における酪農経営全体に対して適用し，長期に渡る時系列での乳牛頭数規模拡大に伴う環境問題悪化について，初めて総合的かつ定量的に評価する点にある。

*4 また，北海道根室支庁は酪農専業地帯であることから，データ収集の都合上，酪農以外の作目（稲作，畑作，その他畜産）による影響を極力除外できる。

*5 分析対象期間を 1975 年以降としたのは，分析に用いたデータの 1 つである北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』が同年から始まったからである。分析対象期間を 1994 年までとしたのは，同じく分析に用いた費用データの調査方法がこの翌年以降大幅に変更されたので，データの連続性がうま

くとれないからである。

*6 飼養管理ステージにおける投入において，以下の理由から敷料は省略した。農林水産省『畜産物生産費調査報告』には敷料使用量が掲載されているが，北海道のデータをみると，その多くを酪農専業地帯である北海道根室支庁では入手困難な麦稈が占めている。それゆえ，北海道のデータをもって北海道根室支庁のデータとして代理するのは不適当と考えたからである。

*7 酪農経営システムにおける生産物として，生乳と牛個体の他に販売飼料と販売肥料が考えられる。ただし，ある酪農経営で余剰となり，販売に回される自給飼料と自給肥料は，広域流通が困難であることから基本的には地域内の酪農経営によって消費されると推察される。それゆえ，北海道根室支庁全体で捉えた場合，酪農経営システムにおける販売飼料と販売肥料はないと仮定した。

*8 北海道根室支庁では放牧を実施している酪農経営も多いと考えられるが，本章では，個々の酪農経営における動態について詳細に把握することを意図していないことから省略した。購入種子については，全体に対して大きな影響を与えないと考えられることから省略した。農薬については，主として用いられる青刈りとうもろこしの作付面積が北海道根室支庁においては極めて少なく，分析対象期間における北海道根室支庁の耕地面積に対して最大でも 3.2%を占めるに過ぎないことから省略した。

*9 極力北海道根室支庁のデータを収集するよう努めたが，入手できないものについては北海道または全国のデータで代理した。

*10 本章における購入肥料は，全て化学肥料と仮定した。また，購入肥料リン量の推定では，リン酸に原子量の比 62/142 を乗じてリンに換算した。なお，本章における購入肥料投入量の推定値において，1979 年に発生した第 2 次オイルショックの影響から 1980 年の購入肥料投入量減少が確認された。また，築城・原田［1996，1997a］は，農林水産省『物財統計』を用いて北海道の酪農経営における化学肥料投入量を推定している。具体的には，1985 年の化学肥料窒素量を 73 kgN/ha/年，化学肥料リン量を 33.8 kgP/ha/年，1990 年の化学肥料窒素量を 68 kgN/ha/年，化学肥料リン量を 29.3 kgP/ha/年と推定した。本章では，1985 年の購入肥料窒素量を 73.0 kgN/ha/年，購入肥料リン量を 34.7 kgP/ha/年，1990 年の購入肥料窒素量を 70.6 kgN/ha/年，購入肥料リン量を 34.8 kgP/ha/年と推定しており，築城・原田［1996，1997a］の推定値と概ね合致した値となっている。

*11 本章では，環境負荷排出量の計測に用いなかったことから，牛個体の産出データを計上しない。

*12 北海道酪農検定検査協会『乳用牛群検定成績』における乳蛋白質率の調査は，1988 年以降に始まったものである。本章では，データが入手できない 1975～87 年の乳蛋白質率について，乳蛋白質率を Y，西暦年を X として，データが入手可能な 1988～2003 年までの乳蛋白質率データから推定された単回帰式（$Y=-0.168+0.0001\times X$，$R^2=0.835$，$D.W.=1.687$）を用いて求めた。

*13 牛体蓄積窒素量は，搾乳牛は既に成長期を過ぎていることと，（4－3）式で体重固定を仮定することから省略した。

*14 中央畜産会［2001］は，搾乳牛ふん尿排出係数を日本飼養標準に基づいた計算プログラム（築城・原田［1997b］）を用いて推定し，原物では，ふん 45.5 kg-原物/頭/日，尿 13.4 kg-原物/頭/日という排出係数を提示した。

*15 光熱動力費として収集したデータについて，電力の環境負荷排出係数のみが利用可能であったことによる。

*16 環境省［2002］が提示した搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，446.5 L-CH_4/頭/日である。

*17 例えば，渋谷他［2000］は，農地への液肥施用による CH_4 排出を報告している。しかし，酪農経営の地球温暖化に対するその寄与率はわずか 0.1%に過ぎず（増田他［2005a］），極めて微量である。

*18 なぜならば，本章では，酪農経営の耕地利用

をイネ科牧草，イネ科･マメ科牧草混播，青刈りとうもろこしの飼料作物に限定しており，これらの副産物は稲わらや麦稈等のように酪農経営システム外に持ち出されないと考えられるからである。

*19 余剰窒素，リン量は，土壌から流出する窒素，リン量，土壌に蓄積する窒素，リン量，本章で計測対象外の土壌から揮散する窒素量で構成される流出ポテンシャルを意味する。

*20 ただし，本章では，揮散損失した窒素量を除いた全ての堆肥と液肥が農地に還元されると仮定したので，Mishima［2001］で計上されている未利用有機物は計上しない。また，産出物としての副産物の持ち出しについても，副産物は全て農地に還元されると仮定したので計上しない。

*21 富栄養化の T-N と T-P には，Soil Surface Balance から求めた余剰窒素，リン量を計上した。

*22 地球温暖化が対 1975 年比で最大を示したのは，乳牛飼養密度が最大となった 1993 年であり，50.3%増加であった。なお，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される CO_2 は分析対象期間初期に増加するが，1983 年以降減少に転じる。しかし，これらの地球温暖化に対する寄与率は，合計 9.4～15.0%に過ぎない。それゆえ，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される CO_2 は，地球温暖化の増加傾向に対して大きな影響を与えないと考えられる。

*23 酸性化が対 1975 年比で最大を示したのは，地球温暖化と同様に乳牛飼養密度が最大となった 1993 年であり，74.3%増加であった。なお，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される NO_x と SO_x は分析対象期間初期に増加するが，1984 年以降減少に転じる。しかし，これらの酸性化に対する寄与率は，合計 3.1～5.3%に過ぎない。それゆえ，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される NO_x と SO_x は，酸性化の増加傾向に対して大きな影響を与えないと考えられる。

*24 富栄養化が対 1975 年比で最大を示したのは 1994 年であり，242.9%増加であった。なお，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される NO_x は分析対象期間初期に増加するが，1984 年以降減少に転じる。しかし，これらの富栄養化に対する寄与率は合計 0.1～0.4%に過ぎない。それゆえ，光熱動力，購入飼料，購入肥料から排出される NO_x は，富栄養化の増加傾向に対して大きな影響を与えないと考えられる。なお，富栄養化は，T-P と T-N を主要な排出源としている。富栄養化が最大値を示した 1994 年は，最も特性分析係数が大きい T-P が最大になった年であり，T-N も厩肥や購入肥料を中心とした投入窒素量増加から分析対象期間内において第 3 位の値を示した年でもある。それゆえ，富栄養化は 1994 年に最大値を示した。また，富栄養化における 1980～83 年にかけての乱高下は，第 2 次オイルショックの影響に伴う 1980 年の購入肥料投入量減少による T-N，T-P 減少や，1983 年の飼料作物収量急減に伴う T-N，T-P 急増のためと推察される。

*25 Soil Surface Balance から求められた T-N と T-P は，農地から流出しうるポテンシャル量として実際の流出量よりも過大評価されている。それゆえ，寄与率が非常に高くなっている。

*26 T-N が対 1975 年比で最大を示したのは 1983 年であり，154.2%増加であった。これは，1983 年における飼料作物収量が急減し，T-N が急増したことによるものである。

*27 イネ科･マメ科牧草混播面積で決定される窒素固定量は，厩肥，購入肥料投入量ほど増加しなかった。

*28 T-P が対 1975 年比で最大を示したのは 1994 年であり，360.2%増加であった。これは，1994 年に厩肥や購入肥料を中心とした投入リン量が最大になり，T-P も最大となったことによるものである。

*29 特に，富栄養化の増加傾向が，地球温暖化や酸性化の増加傾向に対して著しく大きくなった理由として，以下のことが考えられる。乳牛頭数を変数とする線形関数を基本に計測されている地球温暖化や酸性化は，概ね乳牛頭数規模拡大と似た増加傾向を辿った

（図 4－1 参照）。しかし，富栄養化の主要な排出源である T-P と T-N は，Soil Surface Balance による農地に対する投入と産出の差（余剰）から計測されていることから，乳牛頭数規模拡大による直接的な影響は厩肥投入量増加のみに限定される。しかし，T-P と T-N の増加傾向は，それ以外に購入肥料投入量増加の影響を大きく受けた。購入肥料投入量増加は，厩肥投入量増加と同等か，それ以上の増加量を示していた。それゆえ，乳牛頭数規模拡大による厩肥投入量の増加分に加えて購入肥料投入量の増加分が加わることから，T-P と T-N の増加傾向は地球温暖化や酸性化の増加傾向よりも著しく大きくなった。引いては，T-P と T-N を主要な排出源とする富栄養化の増加傾向も同様に著しく大きくなった。

*30 分析対象期間における北海道の搾乳牛 1 頭当たり乳量は，1975 年の 5,481.4 kg/頭/年から 1994 年の 8,421.2 kg/頭/年と 53.6% 増加した（農林水産省『北海道農林水産統計年報』各年次）。なお，北海道根室支庁の搾乳牛 1 頭当たり乳量のデータは入手できなかったため，北海道のデータで代理した。

*31 乳牛頭数規模拡大に伴う自給飼料不足への対応として，飼料作物の単収を増加させるために購入肥料多投傾向が強まったものと推察される。なお，本章では，1975 年の購入肥料窒素量を 33.6 kgN/ha/年，購入肥料リン量を 14.0 kgP/ha/年，1994 年の購入肥料窒素量を 69.4 kgN/ha/年，購入肥料リン量を 36.7 kgP/ha/年と推定しており，分析対象期間において窒素で 106.7%，リンで 162.4% 増加した。

第Ⅴ章　酪農経営の低投入型酪農転換による環境問題緩和の LCA 評価

A．目　　的

本章の目的は，LCA を用いて酪農経営の低投入型酪農転換による環境問題緩和を総合的に定量評価することである。

第Ⅳ章では，乳牛頭数規模を拡大させてきた北海道酪農において，持続可能ではない方向に酪農経営が展開されてきたことを明らかにした。本章では，第Ⅳ章の分析結果を踏まえて，個別対応による低投入型酪農転換に取り組む酪農経営が持続可能であるかどうかについて評価を試みる。低投入型酪農転換は，乳牛頭数規模縮小，低泌乳化，外部資源投入量減少，放牧活用等の取り組みであることから環境問題緩和が期待でき，また，三友［2000］，吉野［1997，2003］によって経営経済面でもメリットがあることが指摘されている。低投入型酪農転換による環境問題緩和については，河上他［1997］がエネルギー消費量と CO_2 排出量の削減について示したが，本論文で指摘した国際的な酪農環境問題（地球温暖化，酸性化，富栄養化）の評価には至っていない。そこで，河上他［1997］を拡張し，低投入型酪農転換による環境問題緩和を総合的に定量評価したい。

本章では，低投入型酪農の事例として，酪農専業地帯である北海道根釧地域で取り組まれている「マイペース酪農」を選択する。具体的には，北海道根釧地域において「マイペース酪農」を実践している酪農経営のうち，「マイペース酪農」転換前からのデータが入手可能で，1993 年からその取り組みを始めた代表的な酪農経営 1 戸（以下，事例農家とする）を分析対象とする。なお，本章の分析対象期間は，集約酪農期（1991～92 年），経営転換期（1993～94 年），低投入酪農期（1995～99 年）とした*1。

本章の構成は以下の通りである。B 節では，本章で低投入型酪農の事例とした北海道根釧地域における「マイペース酪農」転換の特徴を概説し，事例農家の取り組みを整理する。C 節では，本章の LCA で用いたデータと分析方法について述べる。D 節では，本章における LCA の分析結果を示し，考察を加える。E 節では，本章をまとめる。

B．北海道根釧地域における低投入型酪農転換の取り組み概要

a．低投入型酪農としての「マイペース酪農」転換の特徴

北海道根釧地域における低投入型酪農転換の取り組みとして，いわゆる「マイペース酪農」があげられる。「マイペース酪農」は，粗飼料中

心の生乳生産を行い，生産よりも暮らしを重視する酪農として知られており（三友［2000］），1991年に始まった「マイペース酪農交流会」という運動によって北海道根釧地域に広まっている（吉野［1997，2003］）。

「マイペース酪農」転換の特徴としては，乳牛頭数規模縮小，低泌乳化，購入飼料等の外部資源投入量減少，放牧活用，農業支出減少による農業所得増加*2，高い農業所得率達成，労働時間減少による余暇増大等が指摘されている（三友［2000］，吉野［1997，2003］）。

以下では，これらの「マイペース酪農」転換の特徴に着目しながら，本章で分析対象とした事例農家における「マイペース酪農」転換による経営変化を整理する。

b．事例農家の「マイペース酪農」転換による経営変化

まず，表5－1に事例農家の「マイペース酪農」転換による経営概要の変化を示した。事例農家における経営概要の集約酪農期から低投入酪農期にかけての変化率（以下，変化率とする）は，生乳生産量－23.3%，経産牛1頭当たり乳量－17.1%，乳牛飼養頭数－14.8%（経産牛－7.4%，育成牛－22.9%），乳牛飼養密度－12.4%であった。ただし，耕地面積は，分析対象期間を通じて54.0 ha（採草地20.0 ha，兼用地14.0 ha，放牧地20.0 ha）であり，一定であった。以上から，低泌乳化（経産牛1頭当たり乳量減少），乳牛頭数規模縮小という「マイペース酪農」転換の特徴が確認された。

次に，表5－2に事例農家の「マイペース酪農」転換による経営収支の変化を示した。事例農家における経営収支の変化率は，農業所得－22.0%，農業収入－30.4%（生乳販売収入－30.1%，牛個体販売収入－34.4%），農業支出－37.2%（購入飼料費－55.1%，購入肥料費－65.4%）であった。なお，農業所得率は集約酪農期の44.8%から低投入酪農期の50.2%へと5.4%増加しており，分析対象期間を通じて高い水準にあった。以上から，外部資源（購入飼料，購入肥料）投入量減少，高い農業所得率達成という「マイペース酪農」転換の特徴が確認された。しかし，農業支出減少による農業所得増加という特徴は，確認されなかった*3。

最後に，表5－3から事例農家の「マイペース酪農」転換による経営管理の変化を整理する*4。「マイペース酪農」転換において変化した事例農家の経営管理の多くは1994年に変化しており，外部資源（購入飼料，購入肥料）投入量減少，放牧活用，労働時間減少による余暇増大と

表5－1　事例農家の「マイペース酪農」転換による経営概要の変化

区　　分	集約酪農期（1991～92年）①	経営転換期（1993～94年）②	低投入酪農期（1995～99年）③	変化率 (③－①)/①
生乳生産量（t-原物/年）	406.5	365.9	312.0	－23.3%
経産牛1頭当たり乳量（kg-原物/頭/年）	8,839.0	8,041.5	7,328.7	－17.1%
乳牛飼養頭数（頭/年）	88.0	80.5	75.0	－14.8%
うち経産牛（頭/年）	46.0	45.5	42.6	－7.4%
うち育成牛（頭/年）	42.0	35.0	32.4	－22.9%
耕地面積（ha/年）	54.0	54.0	54.0	0.0%
うち採草地（ha/年）	20.0	20.0	20.0	0.0%
うち兼用地（ha/年）	14.0	14.0	14.0	0.0%
うち放牧地（ha/年）	20.0	20.0	20.0	0.0%
乳牛飼養密度（頭/ha/年）	1.26	1.18	1.10	－12.4%

資料：事例農家資料及び聞き取り調査（2003年8月）より作成。
注：経営概要における乳牛飼養頭数は各年1月1日現在の数字である。また，乳牛飼養密度は，乳牛2歳以上を1頭，乳牛2歳未満を0.5頭として計算した成牛換算頭数を耕地面積で除して求めた。

表5−2　事例農家の「マイペース酪農」転換による経営収支の変化

区　　分	集約酪農期 (1991〜92年) ①	経営転換期 (1993〜94年) ②	低投入酪農期 (1995〜99年) ③	変化率 (③−①)/①
農業所得	100.0	82.5	78.0	−22.0%
農業収入	100.0	82.5	69.6	−30.4%
うち生乳販売収入	100.0	87.5	69.9	−30.1%
うち牛個体販売収入	100.0	62.1	65.6	−34.4%
農業支出	100.0	82.4	62.8	−37.2%
うち購入飼料費	100.0	67.7	44.9	−55.1%
うち購入肥料費	100.0	70.7	34.6	−65.4%
農業所得率	44.8%	45.0%	50.2%	—

資料：事例農家資料及び聞き取り調査（2003年8月）より作成。
注：経営収支の金額は，事例農家の組合員勘定から集計し，総務省『消費者物価指数年報』の「全国消費者物価指数の総合指数」を用いて実質化した上で（1995年＝100），集約酪農期を100として指数化した。また，農業所得率は農業収入に占める農業所得の比率として求めた。

表5−3　事例農家の「マイペース酪農」転換による経営管理の変化

区　　分	「マイペース酪農」転換前	→	「マイペース酪農」転換後	変化年
飼養管理				
成牛舎	スタンチョンストール			変化なし
育成舎	フリーストール			変化なし
搾乳方式	パイプラインミルカー			変化なし
濃厚飼料給与量	多給	→	段階的に削減	1993
乳用牛群検定成績	実施	→	中止	1994
ふん尿処理				
成牛舎	バーンクリーナによる固液分離処理			変化なし
育成舎	堆肥化処理			変化なし
堆肥の切り返し	実施せず	→	実施	1993
堆肥盤整備	堆肥場（300m²）	→	堆肥盤（513m²）	1997
尿溜整備	尿溜（40m³）	→	尿溜（200m³）	1997
放牧管理				
搾乳牛	9h/日	→	24h/日	1994
乾乳牛	24h/日			変化なし
未経産牛	舎飼			変化なし
育成牛13〜24ヶ月齢	24h/日			変化なし
育成牛7〜12ヶ月齢	24h/日（パドック）			変化なし
育成牛6ヶ月齢以内	舎飼			変化なし
施肥管理				
自給肥料（堆肥，尿）	採草地と兼用地に全量施用			変化なし
化学肥料				
採草地，兼用地	70kg/10a/年	→	50kg/10a/年	1994
放牧地	50kg/10a/年	→	20kg/10a/年，溶リン2t/年	1994
育成管理				
離乳時期	3ヶ月齢	→	2ヶ月齢	1994
労働投入	「マイペース酪農」転換後，約1時間/日/人減少			—

資料：聞き取り調査（2003年8月）より作成。

いう「マイペース酪農」転換の特徴が確認された。具体的には，以下の通りである。

飼養管理では，「マイペース酪農」転換前に多給していた濃厚飼料給与量を1993年から段階的に減少させた。また，これまで実施していた乳用牛群検定成績を飼養管理の簡単化のために1994年に中止した。ふん尿処理では，良質の自給肥料生産のために1993年から堆肥の切り返しを行うようになった。また，ふん尿処理施設は，当初堆肥場（300 m²）と尿溜（40 m³）を保有していたが，1997年に堆肥盤（513 m²）と尿溜（200 m³）を新たに建設し，堆肥場での堆肥保管時の地下浸透や冬期の尿溜の容量不足に対応した。放牧管理では，「マイペース酪農」転換前は9 h/日であった搾乳牛放牧時間を1994年から24 h/日とし，昼夜放牧に切り替えた。施肥管理では，「マイペース酪農」転換前の化学肥料投入量を採草地，兼用地70 kg/10 a/年（BB 122：40 kg，BB 456：30 kg），放牧地50 kg/10 a/年（BB 122：30 kg，BB 456：20 kg）としていたが，1994年から採草地，兼用地50 kg/10 a/年（BB 122：30 kg，BB 456：20 kg），放牧地20 kg/10 a/年（BB 122：20 kg），搾乳牛用放牧地15 haに溶リン2 t/年を投入するようになった*5。育成管理では，離乳時期を「マイペース酪農」転換前の3ヶ月齢から1994年に2ヶ月齢へと早めた。労働投入では，労働力の主体である経営主夫妻の労働時間は，「マイペース酪農」転換によって1人1日当たり約1時間減少したことが聞き取り調査から確認された。

以上における事例農家の「マイペース酪農」転換による経営変化をまとめると，乳牛頭数規模縮小，低泌乳化（経産牛1頭当たり乳量減少），外部資源投入量（購入飼料，購入肥料）減少，放牧活用，高い農業所得率達成，労働時間減少による余暇増大という「マイペース酪農」転換の特徴が確認された。農業支出減少による農業所得増加は確認されなかったものの，それ以外は前述の「マイペース酪農」転換の特徴（三友［2000］，吉野［1997，2003］）が確認された。事例農家は，低投入型酪農としての「マイペース酪農」転換の特徴を概ねよく表しており，本章の分析対象として妥当と考えられる。

C．低投入型酪農転換におけるLCAの分析方法

a．機能単位の設定

本章では，排出された環境負荷の評価尺度である機能単位として，耕地面積1 haを設定した。それゆえ，酪農経営から産出される生産物間（生乳と牛個体等）での環境負荷の配分は行わない。

b．酪農経営システムの設定

図5－1は，事例農家における酪農経営システムのライフサイクルフローである。事例農家における酪農経営システムは，飼養管理ステージ（畜舎），ふん尿処理ステージ（ふん尿処理施設），飼料生産ステージ（農地）の3ステージからなると仮定した。飼養管理ステージでは，自給飼料と購入飼料が投入され*6，生乳と牛個体が生産され，家畜ふん尿が排出される。ふん尿

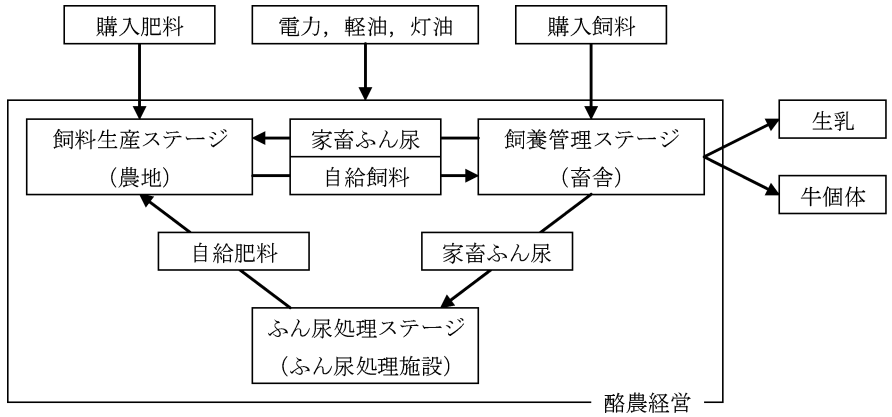

図5－1　事例農家における酪農経営システムのライフサイクルフロー

処理ステージでは，排出された家畜ふん尿が投入され，自給肥料が生産される。飼料生産ステージでは，自給肥料と購入肥料が投入され，自給飼料が生産される。なお，放牧時には自給飼料の一部が消費され，家畜ふん尿の一部が排出される。また，これらの生産活動のために，電力，軽油，灯油が各ステージに投入される。本章では，図5－1に従って分析に必要なデータを収集した。

c．データの収集

1）投入・産出データ

表5－4は，事例農家における投入・産出データを示したものである。これらのデータは，事例農家資料，聞き取り調査，飼料・肥料メーカー資料から収集された。

酪農経営システム外からの投入データは，電力費，軽油，灯油，購入飼料（費用，原物量，窒素量，リン量），購入肥料(費用，窒素量，リン量）を計上した*7。各変化率は，電力費－9.2％，軽油－24.3％，灯油6.5％，購入飼料(費用－55.1％，原物量－42.8％，窒素量－46.2％，リン量－43.0％)，購入肥料(費用－65.4％，窒素量－39.9％，リン量－22.7％）であった。

酪農経営システム外への産出データは，(4－1)式から求めたFCM量と牛個体頭数(廃用牛，育成牛，初生牛)を計上した。各変化率は，FCM量－22.8％，牛個体頭数－8.0％（廃用牛－25.0％，育成牛－22.9％，初生牛3.3％）であった。

2）家畜ふん尿データ

a）家畜ふん尿排出量の推定

家畜ふん尿排出量は，搾乳牛，乾乳・未経産牛，育成牛について，家畜ふん尿排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛と育成牛：中央畜産会[2001]）に各飼養頭数を乗じて求めた(表5－5)。推定された家畜ふん尿の種類は，環境負荷排出量の計測に必要な原物，窒素，有機物の3種類である。ただし，家畜ふん尿有機物排出

表5－4　事例農家における投入・産出データ

区　　分	集約酪農期 (1991～92年) ①	経営転換期 (1993～94年) ②	低投入酪農期 (1995～99年) ③	変化率 (③－①)/①
投入データ				
電力費	100.0	109.3	90.8	－9.2％
軽油（L/年）	7,162.9	6,133.9	5,424.0	－24.3％
灯油（L/年）	4,970.0	5,020.5	5,294.9	6.5％
購入飼料費	100.0	67.7	44.9	－55.1％
―― 原物量（t-原物/年）	164.8	132.6	94.2	－42.8％
―― 窒素量（kgN/年）	4,684.3	3,650.0	2,520.3	－46.2％
―― リン量（kgP/年）	837.2	681.5	477.1	－43.0％
購入肥料費	100.0	70.7	34.6	－65.4％
―― 窒素量（kgN/年）	3,948.0	3,160.0	2,372.0	－39.9％
―― リン量（kgP/年）	2,020.4	1,791.3	1,562.2	－22.7％
産出データ				
FCM量（t-FCM/年）	401.2	362.7	309.8	－22.8％
牛個体頭数（頭/年）	46.5	42.5	42.8	－8.0％
うち廃用牛（頭/年）	12.0	11.5	9.0	－25.0％
うち育成牛（頭/年）	7.0	10.5	5.4	－22.9％
うち初生牛（頭/年）	27.5	20.5	28.4	3.3％

資料：事例農家資料，聞き取り調査（2003年8月），飼料・肥料メーカー資料より作成。

注：電力費，購入飼料費，購入肥料費は，事例農家の組合員勘定から集計し，総務省『消費者物価指数年報』の「全国消費者物価指数の総合指数」を用いて実質化した上で（1995年＝100），集約酪農期を100として指数化した。

表5－5　第Ⅴ章で用いた家畜ふん尿排出係数（原物）

区　分	排出係数	資　料
ふん		
搾乳牛	39.4～47.8 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	29.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	17.9 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
尿		
搾乳牛	11.6～14.1 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	6.1 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	6.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］

量は，ふん尿処理ステージに投入された家畜ふん尿原物排出量に畜産技術協会［2002］による有機物含有率（固体16%，液体0.5%）を乗じて求めた。

なお，搾乳牛ふん尿排出係数は，第Ⅳ章と同じ方法を用いて，事例農家における搾乳牛の低泌乳化による変動を考慮し，推定した[*8]。推定された搾乳牛ふん尿排出係数を原物について示すと，ふん39.4～47.8 kg-原物/頭/日，尿11.6～14.1 kg-原物/頭/日である。これらの排出係数は，搾乳牛の低泌乳化が進むにつれて小さくなり，搾乳牛1頭当たり乳量が最小となった1999年に最小値を示した。

b）ふん尿処理方法の設定

飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおけるふん尿処理方法は，以下のように仮定した。バーンクリーナによる固液分離処理を想定した成牛舎（搾乳牛，乾乳・未経産牛）では，固口流量割合78.85%（中央畜産会［2001］）で処理されると仮定し，育成舎（育成牛）では，全量堆肥化処理を仮定した。これらの仮定に従って，ふん尿処理ステージへの家畜ふん尿投入量を堆肥化処理と液肥化処理仕向け分として按分した。なお，飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおける窒素揮散による損失を除き，排出された家畜ふん尿全量が自給肥料として飼料生産ステージに投入されると仮定した。

また，放牧地とパドックでの家畜ふん尿排出量は，(5－1)式から求めた。放牧日数は，聞き取り調査から年間150日と仮定した。

$$MANURE_G = \sum_i MANURE_i \times (h_i/24) \times H_i \times D \quad (5-1)$$

ただし，$MANURE_G$：放牧地とパドックでの家畜ふん尿排出量（kg/年），$MANURE_i$：搾乳牛，乾乳牛，未経産牛，育成牛の家畜ふん尿排出係数（kg/頭/日），h_i：搾乳牛，乾乳牛，未経産牛，育成牛の放牧時間（h/日），H_i：搾乳牛，乾乳牛，未経産牛，育成牛の1日当たり放牧頭数（頭/日），D：放牧日数（日）。

d．環境負荷排出量の計測

本章で計測した環境負荷は，CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-Pの8種類である。表5－6に本章で用いた環境負荷排出係数を示した[*9]。

1）CO_2，NO_x，SO_x の計測方法

電力，軽油，灯油，購入飼料，購入肥料において排出される CO_2，NO_x，SO_x は，各環境負荷排出係数（南齋他［2002］）を用いて推定した。なお，CO_2 の計測では，Cに原子量の比44/12を乗じて CO_2 に換算した。

2）CH_4 の計測方法

a）乳牛反芻からの CH_4

乳牛反芻から排出される CH_4 は，乳牛反芻 CH_4 排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛と育成牛：環境省［2002］）を用いて推定した。ただし，搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，搾乳牛ふん尿と同様に第Ⅳ章と同じ方法を用いて，事例農家における搾乳牛の低泌乳化による変動を考慮し，推定した[*10]。推定された搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，476.9～503.4 L-CH_4/頭/日である。この排出係数は，搾乳牛の低泌乳化が進む

表 5－6　第Ⅴ章で用いた環境負荷排出係数

環境負荷と排出源	排出係数	資　料
CO_2		
電力	6.12 t-C/百万円	南齋他［2002］
軽油	0.72 t-C/KL	南齋他［2002］
灯油	0.68 t-C/KL	南齋他［2002］
購入飼料	0.53 t-C/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	1.43 t-C/百万円	南齋他［2002］
NO_x		
電力	17.15 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
軽油	37.71 kg-NO_x/KL	南齋他［2002］
灯油	2.56 kg-NO_x/KL	南齋他［2002］
購入飼料	7.48 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	9.12 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
SO_x		
電力	13.71 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
軽油	2.04 kg-SO_x/KL	南齋他［2002］
灯油	0.14 kg-SO_x/KL	南齋他［2002］
購入飼料	3.64 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	4.74 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
CH_4		
搾乳牛反芻	476.9～503.4 L-CH_4/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛反芻	255.4 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
育成牛反芻	267.3 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	0.33 CH_4%/有機物	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.92 CH_4%/有機物	環境省［2002］
N_2O		
飼養管理ステージ（成牛舎，育成舎）	0.005 N_2O-N%/T-N	寺田他［1998］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.65 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.75 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
飼料生産ステージ（堆肥，液肥，放牧牛ふん尿，購入肥料）	0.6 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
NH_3		
飼養管理ステージ（成牛舎）	10.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼養管理ステージ（育成舎）	4.5 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.26 NH_3-N%/T-N	前田他［2001］
ふん尿処理ステージ（液肥）	12.0 NH_3-N%/T-N	Sommer *et al.*［1993］
飼料生産ステージ（液肥）	13.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼料生産ステージ（放牧牛ふん）	5.6 NH_3-N%/T-N	Sugimoto *et al.*［1992］
飼料生産ステージ（放牧牛尿）	7.0 NH_3-N%/T-N	杉本他［1993］，気象庁［2005］
飼料生産ステージ（購入肥料）	7.7 NH_3-N%/T-N	Ogino *et al.*［2004］
T-N，T-P	Farm Gate Balance	本文を参照。

注：南齋他［2002］から引用した排出係数のうち，電力，購入飼料，購入肥料は，産業連関表，購入者価格ベース（電力は各部門の「家計消費支出」部門への産出額），$(I-A)^{-1}$ 型モデルによる。

につれて小さくなり，搾乳牛1頭当たり乳量が最小となった1999年に最小値を示した*11。

b）家畜ふん尿からのCH_4

ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出されるCH_4は，有機物当たりCH_4排出係数（環境省［2002］）を用いて推定した。なお，本章では，計算の簡単化のために飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出されるCH_4を省略した。

3）N_2Oの計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出されるN_2Oは，T-N当たりN_2O-N排出係数(寺田他［1998］，環境省［2002］）を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出されるN_2Oは，T-N当たりN_2O-N排出係数（環境省［2002］）を用いて推定した。なお，N_2Oの計測では，N_2O-Nに原子量の比44/28を乗じてN_2Oに換算した。

4）NH_3の計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出されるNH_3は，T-N当たりNH_3-N排出係数（寳示戸他[2003]，前田他[2001]，Sommer *et al*.［1993］，Sugimoto *et al*.［1992］，杉本他［1993］，気象庁[2005]）を用いて推定した*12。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出されるNH_3は，T-N当たりNH_3-N排出係数（Ogino *et al*.［2004］）を用いて推定した。なお，NH_3の計測では，NH_3-Nに原子量の比17/14を乗じてNH_3に換算した。

5）T-NとT-Pの計測方法

T-NとT-Pは，Farm Gate Balanceを用いて推定した。Farm Gate Balanceとは，農場に投入される養分量から農場から産出される養分量を差し引いて求められるもの，すなわち，農場において余剰となる養分量である（OECD［1999］）。そこで，酪農経営システムにおけるT-N(余剰窒素量)，T-P(余剰リン量)は，(5－2，5－3）式から求めた*13。

$$N_{FS}=N_{FI}-N_{FO} \quad (5-2)$$

$$P_{FS}=P_{FI}-P_{FO} \quad (5-3)$$

ただし，N_{FS}：酪農経営システムにおける余剰窒素量，N_{FI}：酪農経営システムへの投入窒素量，N_{FO}：酪農経営システムからの産出窒素量，P_{FS}：酪農経営システムにおける余剰リン量，P_{FI}：酪農経営システムへの投入リン量，P_{FO}：酪農経営システムからの産出リン量。

本章におけるFarm Gate Balanceの推定モデルは，図5－2に示すような酪農経営システムへの投入と酪農経営システムからの産出からなり，具体的には以下の通りである。

酪農経営システムへの投入では，購入飼料，購入肥料，降水，窒素固定を計上した。購入飼料窒素，リン量は，購入飼料投入量に購入飼料窒素，リン含有率（農業技術研究機構［2003］，

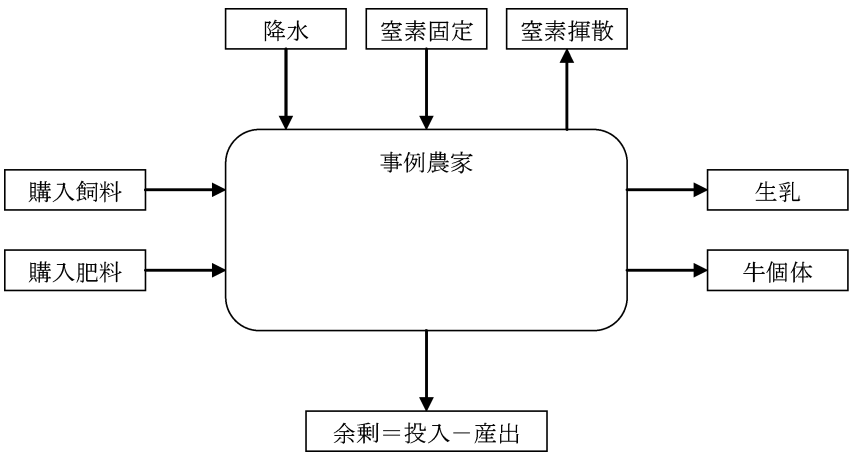

図5－2　事例農家におけるFarm Gate Balanceの推定モデル

飼料メーカー資料）を乗じて求めた。購入肥料窒素，リン量は，購入肥料投入量に購入肥料窒素，リン含有率（肥料メーカー資料）を乗じて求めた。降水窒素，リン量は，降水窒素，リン成分値と事例農家が位置する北海道根釧地域の年間降水量（気象庁［2005］），そして事例農家の耕地面積を乗じて求めた。ただし，降水窒素，リン成分値は，降雨窒素成分 1.01 mgN/L，降雪窒素成分 1.09 mgN/L，降雨リン成分 0.013 mgP/L，降雪リン成分 0.067 mgP/L と仮定し（大村［1995］），降雨期間は 4 ～11 月，降雪期間は 1 ～ 3，12 月と仮定した。窒素固定量は，事例農家の草地作付がチモシーと白クローバの混播であることから(聞き取り調査)，事例農家の耕地面積に窒素固定係数 80 kgN/ha/年（Yatazawa［1978］）を乗じて求めた。

酪農経営システムからの産出では，生乳，牛個体，窒素揮散を計上した。生乳窒素，リン量は，(4－1) 式から求めた FCM 量に FCM 量窒素，リン含有率を乗じて求めた。ただし，FCM 量窒素，リン含有率は，各々0.5%，0.1%と仮定した（田先［1996］，科学技術庁資源調査会［2000］，事例農家資料)。牛個体窒素，リン量は，牛個体体重に牛個体窒素，リン含有率を乗じて求めた。ただし，牛個体体重は，廃用牛 650 kg，育成牛 540 kg，初生牛 40 kg と仮定し（並河他[2000]），牛個体窒素，リン含有率は，各々 3.04%，1.0%と仮定した（田先［1996］)。窒素揮散量は，推定された N_2O-N 量と NH_3-N 量の合計値を計上した。

e．環境影響カテゴリーの選択

本章で選択された環境影響カテゴリーは，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つである（表 5－7)。地球温暖化では，CO_2 を 1 倍，CH_4 を 23 倍，N_2O を 296 倍（CML［2002］）して CO_2 等量換算で計上した。酸性化では，NO_x を 0.7 倍，SO_x（SO_2 として）を 1.0 倍，NH_3 を 1.88 倍（CML［2002］）して SO_2 等量換算で計上した。富栄養化では，NO_x を 0.13 倍，NH_3 を 0.35 倍，T-N を 0.42 倍，T-P を 3.06 倍（CML［2002］）して PO_4 等量換算で計上した*14。

D．低投入型酪農転換における LCA の分析結果

a．LCA の計測結果

1）地球温暖化の計測結果

表 5－8 は，事例農家における地球温暖化の計測結果である。事例農家における地球温暖化ポテンシャルは，集約酪農期 7.564 t-CO_2-eq/ha/年，経営転換期 6.638 t-CO_2-eq/ha/年，低投入酪農期 5.746 t-CO_2-eq/ha/年であった。集約酪農期から低投入酪農期にかけての変化率(以下，環境負荷削減効果とする）は－24.0%であり，地球温暖化ポテンシャル減少が確認された。地球温暖化に対する各環境負荷の寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，CH_4 が 51.1～56.3%，N_2O が 26.7～30.3%，CO_2 が 17.0～18.6%であった。地球温暖化の主要な排出源は，乳牛反芻から排出される CH_4（寄与率 47.9～53.7%)，ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される N_2O（寄与率 19.9～23.4%）であり，第Ⅳ章の分析結果と同様である。これらの地球温暖化に対する寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，合計 71.3～73.6%であった。

事例農家の「マイペース酪農」転換による地球温暖化ポテンシャル減少の主因としては，以下の点が考えられる。第 1 に，乳牛頭数規模が縮小した上に搾乳牛反芻 CH_4 排出係数が減少したことから，乳牛反芻からの CH_4 排出量が減

表 5－7　第Ⅴ章で選択された環境影響カテゴリー

環境影響カテゴリー	単位	環境負荷と特性分析係数
地球温暖化	t-CO_2-eq	CO_2：1，CH_4：23，N_2O：296
酸性化	t-SO_2-eq	NO_x：0.7，SO_x：1.0，NH_3：1.88
富栄養化	t-PO_4-eq	NO_x：0.13，NH_3：0.35，T-N：0.42，T-P：3.06

注：1）特性分析係数は CML［2002］による。ただし，SO_x は SO_2 とみなした。2）富栄養化の T-N，T-P は，Farm Gate Balance によって求めた余剰窒素，リン量を計上した。

表5－8　事例農家における地球温暖化の計測結果

区　分	集約酪農期（1991～92年）①		経営転換期（1993～94年）②		低投入酪農期（1995～99年）③		変化量 ③－①	変化率 (③－①)/①
CO_2 排出量小計（t-CO_2-eq/ha/年）	**1.406**	**18.6%**	**1.210**	**18.2%**	**0.978**	**17.0%**	**－0.429**	**－30.5%**
うち電力（t-CO_2-eq/ha/年）	0.266	3.5%	0.291	4.4%	0.241	4.2%	－0.025	－9.2%
うち軽油（t-CO_2-eq/ha/年）	0.351	4.6%	0.300	4.5%	0.265	4.6%	－0.085	－24.3%
うち灯油（t-CO_2-eq/ha/年）	0.230	3.0%	0.233	3.5%	0.245	4.3%	0.015	6.5%
うち購入飼料（t-CO_2-eq/ha/年）	0.311	4.1%	0.210	3.2%	0.140	2.4%	－0.171	－55.1%
うち購入肥料（t-CO_2-eq/ha/年）	0.249	3.3%	0.176	2.6%	0.086	1.5%	－0.163	－65.4%
CH_4 排出量小計（t-CO_2-eq/ha/年）	**3.863**	**51.1%**	**3.542**	**53.3%**	**3.236**	**56.3%**	**－0.627**	**－16.2%**
うち乳牛反芻（t-CO_2-eq/ha/年）	3.625	47.9%	3.350	50.5%	3.087	53.7%	－0.538	－14.8%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	0.238	3.1%	0.192	2.9%	0.149	2.6%	－0.089	－37.5%
N_2O 排出量小計（t-CO_2-eq/ha/年）	**2.295**	**30.3%**	**1.887**	**28.4%**	**1.532**	**26.7%**	**－0.762**	**－33.2%**
うち成牛舎，育成舎：飼養管理ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	0.002	0.0%	0.002	0.0%	0.002	0.0%	－0.001	－36.5%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	1.768	23.4%	1.432	21.6%	1.144	19.9%	－0.624	－35.3%
うち堆肥，液肥：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	0.237	3.1%	0.191	2.9%	0.151	2.6%	－0.086	－36.2%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	0.084	1.1%	0.100	1.5%	0.113	2.0%	0.030	35.5%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha/年）	0.204	2.7%	0.163	2.5%	0.123	2.1%	－0.081	－39.9%
地球温暖化合計（t-CO_2-eq/ha/年）	**7.564**	**100.0%**	**6.638**	**100.0%**	**5.746**	**100.0%**	**－1.818**	**－24.0%**

注：各期の比率は，各期の地球温暖化合計値に対する比率を示したものである。

少した点である。第2に，乳牛頭数規模が縮小した上に搾乳牛ふん尿排出係数が減少したことから，CH_4 や N_2O の排出源である家畜ふん尿排出量が減少した点である。第3に，搾乳牛の昼夜放牧が開始されたことから，ふん尿処理ステージでの発酵過程における CH_4，N_2O 排出量が減少した点である*15。第4に，購入飼料，購入肥料投入量減少によって，間接的に排出される CO_2 が減少した点である。

2）酸性化の計測結果

表5－9は，事例農家における酸性化の計測結果である。事例農家における酸性化ポテンシャルは，集約酪農期0.059 t-SO_2-eq/ha/年，経営転換期0.049 t-SO_2-eq/ha/年，低投入酪農期

表5－9　事例農家における酸性化の計測結果

区　分	集約酪農期（1991～92年）①		経営転換期（1993～94年）②		低投入酪農期（1995～99年）③		変化量 ③－①	変化率 (③－①)/①
NO_x 排出量小計（t-SO_2-eq/ha/年）	**0.005**	**8.4%**	**0.004**	**8.3%**	**0.003**	**8.7%**	**－0.002**	**－30.6%**
うち電力（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.2%	0.000	0.3%	0.000	0.3%	0.000	－9.2%
うち軽油（t-SO_2-eq/ha/年）	0.004	5.9%	0.003	6.1%	0.003	6.7%	－0.001	－24.3%
うち灯油（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.3%	0.000	0.3%	0.000	0.4%	0.000	6.5%
うち購入飼料（t-SO_2-eq/ha/年）	0.001	1.4%	0.001	1.2%	0.000	1.0%	0.000	－55.1%
うち購入肥料（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.5%	0.000	0.4%	0.000	0.3%	0.000	－65.4%
SO_x 排出量小計（t-SO_2-eq/ha/年）	**0.001**	**2.1%**	**0.001**	**2.0%**	**0.001**	**1.8%**	**－0.001**	**－43.7%**
うち電力（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.3%	0.000	0.4%	0.000	0.4%	0.000	－9.2%
うち軽油（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.5%	0.000	0.5%	0.000	0.5%	0.000	－24.3%
うち灯油（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	6.5%
うち購入飼料（t-SO_2-eq/ha/年）	0.001	1.0%	0.000	0.8%	0.000	0.7%	0.000	－55.1%
うち購入肥料（t-SO_2-eq/ha/年）	0.000	0.4%	0.000	0.3%	0.000	0.2%	0.000	－65.4%
NH_3 排出量小計（t-SO_2-eq/ha/年）	**0.053**	**89.5%**	**0.044**	**89.7%**	**0.035**	**89.5%**	**－0.018**	**－33.2%**
うち成牛舎，育成舎：飼養管理ステージ（t-SO_2-eq/ha/年）	0.020	34.6%	0.016	33.3%	0.012	31.4%	－0.008	－39.3%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-SO_2-eq/ha/年）	0.012	19.6%	0.009	19.0%	0.007	18.4%	－0.004	－37.5%
うち液肥：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha/年）	0.004	6.4%	0.003	6.1%	0.002	5.5%	－0.002	－42.3%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha/年）	0.004	7.2%	0.005	10.4%	0.006	14.7%	0.002	35.7%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha/年）	0.013	21.7%	0.010	20.9%	0.008	19.5%	－0.005	－39.9%
酸性化合計（t-SO_2-eq/ha/年）	**0.059**	**100.0%**	**0.049**	**100.0%**	**0.040**	**100.0%**	**－0.020**	**－33.2%**

注：各期の比率は，各期の酸性化合計値に対する比率を示したものである。

0.040 t-SO_2-eq/ha/年であった。環境負荷削減効果は－33.2%であり，酸性化ポテンシャル減少が確認された。酸性化に対する各環境負荷の寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，NH_3 が 89.5～89.7%，NO_x が 8.3～8.7%，SO_x が 1.8～2.1%であった。酸性化の主要な排出源は，飼養管理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 31.4～34.6%），飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3（寄与率 19.5～21.7%），ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 18.4～19.6%）であり，第Ⅳ章の分析結果と同様である。これらの酸性化に対する寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，合計 69.3～75.9%であった。

事例農家の「マイペース酪農」転換による酸性化ポテンシャル減少の主因としては，以下の点が考えられる。第 1 に，乳牛頭数規模が縮小した上に搾乳牛ふん尿排出係数が減少したことから，NH_3 の排出源である家畜ふん尿排出量が減少した点である。第 2 に，搾乳牛の昼夜放牧が開始されたことから，飼養管理ステージとふん尿処理ステージでの発酵過程における NH_3 排出量が減少した点である*16。第 3 に，購入肥料投入量減少によって，飼料生産ステージから排出される NH_3 が減少した点である。

3）富栄養化の計測結果

表 5－10 は，事例農家における富栄養化の計測結果である。事例農家における富栄養化ポテンシャルは，集約酪農期 0.219 t-PO_4-eq/ha/年，経営転換期 0.186 t-PO_4-eq/ha/年，低投入酪農期 0.155 t-PO_4-eq/ha/年であった。環境負荷削減効果は－29.2%であり，富栄養化ポテンシャル減少が確認された。富栄養化に対する各環境負荷の寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，T-P が 60.2～60.7%，T-N が 34.3～35.1%，NH_3 が 4.3～4.5%，NO_x が 0.4%であった。富栄養化の主要な排出源は，Farm Gate Balance による T-P，T-N であり，計測方法が異なるものの，第Ⅳ章の分析結果と同様である。これらの富栄養化に対する寄与率は，各期を通じて大きな変化はなく，合計 95.1～95.3%であった*17。以下では，T-N と T-P について，Farm Gate Balance の計測結果から詳しくみていく。

a）T-N の計測結果

表 5－11 は，事例農家における T-N の計測結果である。事例農家における T-N は，集約酪農期 0.179 tN/ha/年，経営転換期 0.153 tN/ha/年，低投入酪農期 0.129 tN/ha/年であった，環境負荷削減効果は－27.6%であり，T-N 減少が確認された。投入窒素量の内訳をみると，窒

表 5－10　事例農家における富栄養化の計測結果

区　分	集約酪農期（1991～92年）①		経営転換期（1993～94年）②		低投入酪農期（1995～99年）③		変化量 ③－①	変化率 (③－①)/①
NO_x 排出量小計（t-PO_4-eq/ha/年）	0.001	0.4%	0.001	0.4%	0.001	0.4%	0.000	－30.6%
うち電力（t-PO_4-eq/ha/年）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	－9.2%
うち軽油（t-PO_4-eq/ha/年）	0.001	0.3%	0.001	0.3%	0.000	0.3%	0.000	－24.3%
うち灯油（t-PO_4-eq/ha/年）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	6.5%
うち購入飼料（t-PO_4-eq/ha/年）	0.000	0.1%	0.000	0.1%	0.000	0.0%	0.000	－55.1%
うち購入肥料（t-PO_4-eq/ha/年）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	－65.4%
NH_3 排出量小計（t-PO_4-eq/ha/年）	0.010	4.5%	0.008	4.4%	0.007	4.3%	－0.003	－33.2%
うち成牛舎，育成舎：飼養管理ステージ（t-PO_4-eq/ha/年）	0.004	1.7%	0.003	1.6%	0.002	1.5%	－0.001	－39.3%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-PO_4-eq/ha/年）	0.002	1.0%	0.002	0.9%	0.001	0.9%	－0.001	－37.5%
うち液肥：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha/年）	0.001	0.3%	0.001	0.3%	0.000	0.3%	0.000	－42.3%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha/年）	0.001	0.4%	0.001	0.5%	0.001	0.7%	0.000	35.7%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha/年）	0.002	1.1%	0.002	1.0%	0.001	0.9%	－0.001	－39.9%
T-N（t-PO_4-eq/ha/年）	0.075	34.3%	0.064	34.6%	0.054	35.1%	－0.021	－27.6%
T-P（t-PO_4-eq/ha/年）	0.133	60.7%	0.112	60.6%	0.093	60.2%	－0.040	－29.8%
富栄養化合計（t-PO_4-eq/ha/年）	0.219	100.0%	0.186	100.0%	0.155	100.0%	－0.064	－29.2%

注：各期の比率は，各期の富栄養化合計値に対する比率を示したものである。

表5－11　事例農家における T-N の計測結果

区　分	集約酪農期（1991～92年）①		経営転換期（1993～94年）②		低投入酪農期（1995～99年）③		変化量 ③－①	変化率 (③－①)/①
投入窒素量（tN/ha/年）	**0.251**	**100.0%**	**0.218**	**100.0%**	**0.182**	**100.0%**	**－0.069**	**－27.3%**
うち購入飼料（tN/ha/年）	0.087	34.6%	0.068	31.0%	0.047	25.6%	－0.040	－46.2%
うち購入肥料（tN/ha/年）	0.073	29.1%	0.059	26.9%	0.044	24.1%	－0.029	－39.9%
うち降水（tN/ha/年）	0.011	4.5%	0.012	5.4%	0.012	6.5%	0.001	5.8%
うち窒素固定（tN/ha/年）	0.080	31.9%	0.080	36.7%	0.080	43.8%	0.000	0.0%
産出窒素量（tN/ha/年）	**0.072**	**100.0%**	**0.065**	**100.0%**	**0.053**	**100.0%**	**－0.019**	**－26.7%**
うち生乳（tN/ha/年）	0.037	51.3%	0.034	51.8%	0.029	54.1%	－0.008	－22.8%
うち牛個体（tN/ha/年）	0.007	9.9%	0.008	12.1%	0.006	10.5%	－0.002	－21.9%
うち窒素揮散（tN/ha/年）	0.028	38.8%	0.023	36.1%	0.019	35.4%	－0.009	－33.2%
T-N（tN/ha/年）	**0.179**	**—**	**0.153**	**—**	**0.129**	**—**	**－0.049**	**－27.6%**

注：1）T-N（余剰窒素量）は，投入窒素量から産出窒素量を差し引いたものである。2）窒素揮散には，LCA で計測された N_2O-N，NH_3-N の合計値を計上した。3）各期の比率は，各期の投入窒素量または産出窒素量に占める各項目の比率を示したものである。

素固定（31.9～43.8%），購入飼料（25.6～34.6%），購入肥料（24.1～29.1%）で合計 93.5～95.5%を占めており，降水の占める割合（4.5～6.5%）は小さかった。産出窒素量の内訳をみると，生乳（51.3～54.1%）と窒素揮散（35.4～38.8%）で合計 87.9～90.1%を占めており，牛個体の占める割合（9.9～12.1%）は小さかった。

各項目の変化率をみると，投入窒素量－27.3%（特に購入飼料，購入肥料による減少），産出窒素量－26.7%（特に窒素揮散，生乳による減少）であり，投入窒素量減少率は産出窒素量減少率を上回っていた。以上から，T-N 減少の主因は，購入飼料と購入肥料の投入窒素量減少であると考えられる。

b）T-P の計測結果

表5－12は，事例農家における T-P の計測結果である。事例農家における T-P は，集約酪農期 0.043 tP/ha/年，経営転換期 0.037 tP/ha/年，低投入酪農期 0.030 tP/ha/年であった。環境負荷削減効果は－29.8%であり，T-P 減少が確認された。投入リン量の内訳をみると，購入肥料(70.4～76.1%)，購入飼料(23.2～29.2%)で合計 99.4～99.6%を占めており，降水の占める割合（0.4～0.6%）は小さかった。産出リン量の内訳をみると，生乳（72.2～76.0%）の方

表5－12　事例農家における T-P の計測結果

区　分	集約酪農期（1991～92年）①		経営転換期（1993～94年）②		低投入酪農期（1995～99年）③		変化量 ③－①	変化率 (③－①)/①
投入リン量（tP/ha/年）	**0.053**	**100.0%**	**0.046**	**100.0%**	**0.038**	**100.0%**	**－0.015**	**－28.5%**
うち購入飼料（tP/ha/年）	0.016	29.2%	0.013	27.4%	0.009	23.2%	－0.007	－43.0%
うち購入肥料（tP/ha/年）	0.037	70.4%	0.033	72.0%	0.029	76.1%	－0.008	－22.7%
うち降水（tP/ha/年）	0.000	0.4%	0.000	0.5%	0.000	0.6%	0.000	7.9%
産出リン量（tP/ha/年）	**0.010**	**100.0%**	**0.009**	**100.0%**	**0.008**	**100.0%**	**－0.002**	**－22.6%**
うち生乳（tP/ha/年）	0.007	76.0%	0.007	72.2%	0.006	75.8%	－0.002	－22.8%
うち牛個体（tP/ha/年）	0.002	24.0%	0.003	27.8%	0.002	24.2%	－0.001	－21.9%
T-P（tP/ha/年）	**0.043**	**—**	**0.037**	**—**	**0.030**	**—**	**－0.013**	**－29.8%**

注：1）T-P（余剰リン量）は，投入リン量から産出リン量を差し引いたものである。2）各期の比率は，各期の投入リン量または産出リン量に占める各項目の比率を示したものである。

が，牛個体（24.0～27.8%）よりも大きな割合を占めていた。

各項目の変化率をみると，投入リン量－28.5%（特に購入肥料，購入飼料による減少），産出リン量－22.6%（特に生乳による減少）であり，投入リン量減少率は産出リン量減少率を上回っていた。以上から，T-P 減少の主因は，購入肥料と購入飼料の投入リン量減少であると考えられる。

b．「マイペース酪農」の取り組みにおける持続可能性

以上の分析結果から，事例農家の「マイペース酪農」転換において，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された（図 5－3）。環境負荷削減効果は，酸性化，富栄養化，地球温暖化の順に大きかった。

事例農家の「マイペース酪農」転換による環境負荷削減の主因は，分析結果から概ね 4 点にまとめられる。第 1 に，乳牛頭数規模縮小によって乳牛反芻や家畜ふん尿に起因する環境負荷排出量（CH_4，N_2O，NH_3）が減少した点である。第 2 に，搾乳牛の低泌乳化のために飼料摂取量が減少したことから，搾乳牛反芻や搾乳牛ふん尿の排出係数が減少し，それらに係る環境負荷排出量（CH_4，N_2O，NH_3）が減少した点である。第 3 に，搾乳牛の昼夜放牧開始によって放牧地に排出される家畜ふん尿が増加したことから，飼養管理ステージとふん尿処理ステージでの家畜ふん尿からの環境負荷排出量（CH_4，N_2O，NH_3）が減少した点である[*18]。第 4 に，購入飼料，購入肥料投入量減少によって，それらに係る環境負荷排出量（CO_2，NO_x，SO_x，N_2O，NH_3，T-N，T-P）が減少した点である。

一方，「マイペース酪農」転換による経営経済面のメリットについて考察すると以下のようになる。吉野［1997，2003］は，「マイペース酪農」に転換した酪農経営とそれらが所属する農協管内の全酪農経営を比較評価した。その結果，1990～1993 年にかけての農業所得の推移では，期間内に「マイペース酪農」に転換した酪農経営の平均農業所得増加率（20%増加）は，それらが所属する農協管内の全酪農経営の平均農業所得増加率（32%増加）と比較すれば小さいものの，農業所得は着実に増加していた。それゆえ，一般的には「マイペース酪農」転換によって農業所得は増加することが示されている。ただし，本章で分析した事例農家は，「マイペース酪農」転換によって農業所得率増加が確認されたものの，農業所得は減少に転じた。しかし，事例農家の農業所得は，吉野［1997，2003］が示した「マイペース酪農」に転換した酪農経営の平均農業所得 1,173 万円（1993 年）よりも依然として高い水準を維持していたことから[*19]，経営経済面の持続可能性を十分担保していると考えられる。以上から，低投入型酪農としての「マイペース酪農」に取り組む酪農経営

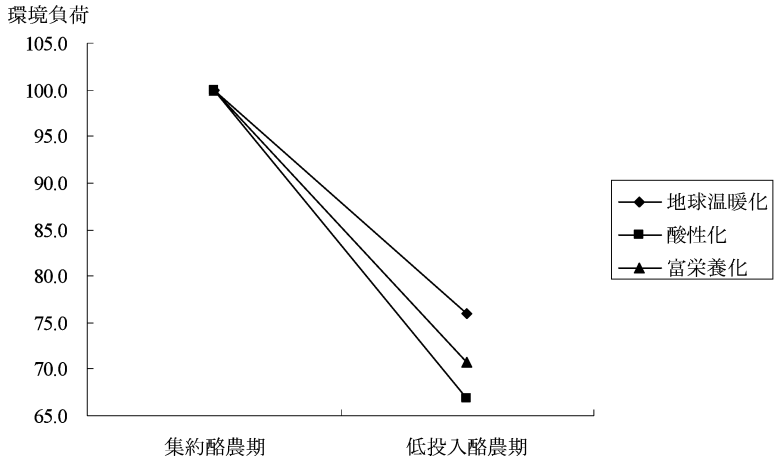

図 5－3　事例農家の「マイペース酪農」転換による環境負荷削減効果（集約酪農期＝100）

は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが示唆された。

なお，現在のところ，「マイペース酪農」転換は，酪農経営の自主的な取り組みとして行われており，何らかの政策的支援がある訳ではない。「マイペース酪農」は，従来の酪農経営の展開方向である乳牛頭数規模拡大，高泌乳化とは全く逆の乳牛頭数規模縮小，低泌乳化という取り組みである。それゆえ，仮に酪農経営が「マイペース酪農」転換に取り組もうとする意思を持っていたとしても，農業所得減少等を懸念し，「マイペース酪農」転換に至らないことも大いに考えられる。本章では，LCA を適用することで「マイペース酪農」が環境保全面でメリットがある酪農経営であるという知見を得たが，これは EU で行われているような環境保全型農業への直接支払制度[*20]の根拠となりうる知見である。そこで，もし環境保全型農業への直接支払制度等の政策的支援が導入されるならば，酪農経営が持つ農業所得減少等の懸念が軽減されると考えられるので，「マイペース酪農」転換が促進され，酪農環境問題緩和に対してより一層資するものと推察される。

E．ま と め

本章の目的は，LCA を用いて酪農経営の低投入型酪農転換による環境問題緩和を総合的に定量評価することであった。

本章の LCA では，「マイペース酪農」を低投入型酪農の事例として分析し，分析対象期間は 1991～1999 年とした。LCA の分析においては，機能単位として耕地面積 1 ha を設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。

分析結果から，事例農家の「マイペース酪農」転換によって，地球温暖化で－24.0%，酸性化で－33.2%，富栄養化で－29.2%の環境負荷削減効果が示され，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された。環境負荷削減効果は，酸性化，富栄養化，地球温暖化の順に大きかった。事例農家の「マイペース酪農」転換による環境負荷削減は，第 1 に，乳牛頭数規模縮小によって乳牛反芻や家畜ふん尿に起因する環境負荷排出量が減少したこと，第 2 に，搾乳牛の低泌乳化のために飼料摂取量が減少したことから，搾乳牛反芻や搾乳牛ふん尿の排出係数が減少し，それらに係る環境負荷排出量が減少したこと，第 3 に，搾乳牛の昼夜放牧開始によって放牧地に排出される家畜ふん尿が増加したことから，飼養管理ステージとふん尿処理ステージでの家畜ふん尿からの環境負荷排出量が減少したこと，第 4 に，購入飼料，購入肥料投入量減少によって，それらに係る環境負荷排出量が減少したことが主因として推察された。また，経営経済面では，一般的には「マイペース酪農」転換は，農業所得増加をもたらすことが指摘されている。本章で分析した事例農家の農業所得は，「マイペース酪農」転換によって減少したとはいえ，「マイペース酪農」に転換した酪農経営の平均農業所得よりも高い水準を維持していたことから，経営経済面の持続可能性を十分担保していると考えられた。

以上から，低投入型酪農に取り組む酪農経営は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが明らかになった。なお，環境保全型農業への直接支払制度が導入されるならば，低投入型酪農転換が促進され，酪農環境問題緩和に対してより一層資するものと推察された。

注

[*1] 本章では，事例農家の「マイペース酪農」転換における変化を評価したいことから，集約酪農期と低投入酪農期の比較を中心に分析を進めたい。

[*2] 吉野［1997］は，ある農協管内において「マイペース酪農」に取り組む酪農経営と管内の全酪農経営の平均農業所得の推移を比較した。それによると，1990～93 年において，「マイペース酪農」に転換した酪農経営の平均農業所得増加率は 20%であった。この増加率は，管内の全酪農経営の平均農業所得増加率 32%と比較すれば小さいが，「マイペース酪農」転換による農業所得増加が確認された。なお，生乳生産量が減少しながらも農業所得が増加するという「マイペース酪農」転換の特徴は，モデル分析による研究でも明らかに

されている（折登［2001，2002］）。

*3 変化率では，農業支出減少率（－37.2%）の方が，農業収入減少率（－30.4%）を上回っていたが，金額では，農業支出以上に農業収入が減少したため，農業所得減少が確認された。事例農家においては，農業支出減少による農業所得増加という「マイペース酪農」転換の特徴は確認されなかったが，このことは，事例農家が「マイペース酪農」転換前から既に高い農業所得と農業所得率を達成していたこと（吉野［2003］）に起因すると推察される。

*4 ただし，事例農家における経営管理で変化しなかったことは，以下の通りである。飼養方式は，成牛舎ではスタンチョンストール，育成舎ではフリーストールであった。搾乳方式は，パイプラインミルカーであった。ふん尿処理方式は，成牛舎ではバーンクリーナによる固液分離処理，育成舎では全量堆肥化処理であった。放牧管理における搾乳牛以外の放牧時間は，乾乳牛が 24 h/日，未経産牛が舎飼，育成牛 13～24ヶ月齢が 24 h/日，育成牛 7～12ヶ月齢が 24 h/日（パドック），育成牛 6ヶ月齢以内が舎飼であり，放牧期間は概ね 5 月下旬～10 月中旬であった。施肥管理では，自給肥料全量を採草地と兼用地に施用していた。

*5 各肥料成分含有率は，BB 122（窒素 10%，リン酸 20%，加里 20%），BB 456（窒素 14%，リン酸 5%，加里 26%），溶リン（リン酸 20%）であった（肥料メーカー資料）。

*6 事例農家における敷料投入は，自給飼料の余剰分や食べ残しによるため，投入量の把握が困難であることから省略した。

*7 購入肥料リン量の計上では，リン酸に原子量の比 62/142 を乗じてリンに換算した。

*8 詳細は第Ⅳ章と図 4－3 を参照。

*9 推定精度向上のために，増田他［2005a］で用いられた計測方法について，環境負荷排出源の細分化や追加，根拠とした文献の再精査に伴う環境負荷排出係数変更を行った。地球温暖化と富栄養化の計測結果については，本章と増田［2005a］において大きな変動はみられなかった。ただし，酸性化の計測結果は，NH_3 排出係数を大きめのものに変更したことと，新たな NH_3 排出源として購入肥料を追加したことから，増田他［2005a］よりも大幅に増加した。また，T-N の計測結果は，増田他［2005a］では環境負荷削減効果が確認されなかったが，その理由として窒素固定量の過大推計が指摘されていた。それゆえ，本章では，過大推計修正のために比較的低い値の窒素固定係数に変更して計測したことから，T-N の環境負荷削減効果が確認された。

*10 詳細は第Ⅳ章と図 4－4 を参照。

*11 事例農家の搾乳牛においては，購入飼料給与量の減少に対して粗飼料摂取量が増加した可能性がある（De Boer［2003］）。すなわち，実際の事例農家における搾乳牛が摂取した乾物量は，本章で推定された乾物摂取量の減少ほどには減少していない可能性が考えられる。それゆえ，本章で推定された乾物摂取量を用いて求めた搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，実際の搾乳牛反芻 CH_4 排出係数と比べて過少推計となっている可能性があることを指摘しておく。

*12 飼料生産ステージにおける放牧牛尿からの NH_3 排出係数は，杉本他［1993］による NH_3-N 揮散率の推定関数（$Y=0.987\times X-5.92$，$r=0.999$）から求めた。ただし，Y：NH_3-N 揮散率（%），X：平均気温（℃）。具体的には，事例農家における放牧期間 5～10 月の分析対象期間内平均気温 13.1℃（気象庁［2005］）を代入して求めた。

*13 余剰窒素，リン量は，酪農経営システムから流出する窒素，リン量，酪農経営システム内に蓄積する窒素，リン量，本章で計測対象外の酪農経営システムから揮散する窒素量で構成される流出ポテンシャルを意味する。

*14 富栄養化の T-N と T-P には，Farm Gate Balance から求めた余剰窒素，リン量を計上した。

*15 ただし，搾乳牛の昼夜放牧開始によって飼料生産ステージからの N_2O 排出量は僅かながら増加したことから，飼養管理ステージ，

ふん尿処理ステージからの CH_4，N_2O 排出量の減少分が一部相殺された。

*16 ただし，搾乳牛の昼夜放牧開始によって飼料生産ステージからの NH_3 排出量は増加し，飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージからの NH_3 排出量の減少分が一部相殺された。

*17 Farm Gate Balance から求められた T-N と T-P は，農場から流出しうるポテンシャル量として実際の流出量よりも過大評価されている。それゆえ，寄与率が非常に高くなっている。

*18 飼養管理ステージとふん尿処理ステージでの家畜ふん尿の環境負荷排出係数よりも放牧牛ふん尿の環境負荷排出係数の方が小さいことから，飼養管理ステージとふん尿処理ステージでの家畜ふん尿からの環境負荷排出量減少分は放牧牛ふん尿からの環境負荷排出量増加分を上回っていた。それゆえ，全体として環境負荷排出量が削減された。

*19 吉野［1997，2003］，本章ともに組合員勘定から集計した農業所得である。なお，比較にあたり，総務省『消費者物価指数年報』の「全国消費者物価指数の総合指数」を用いて実質化した（1995 年＝100）。

*20 EU で行われている環境保全型農業への直接支払制度とは，農薬・肥料の低投入，家畜頭数削減等の粗放的な農業生産による所得と慣行の農業生産による所得の差（損失分）を補助するものである（市田［2004］）。

第VI章　酪農経営の飼料生産協業組織化による環境問題緩和の LCA 評価

A．目　　的

本章の目的は，LCA を用いて酪農経営の飼料生産協業組織化による環境問題緩和を総合的に定量評価することである。

第Ⅳ章では，乳牛頭数規模を拡大させてきた北海道酪農において，持続可能ではない方向に酪農経営が展開されてきたことを明らかにした。本章では，第Ⅳ章の分析結果を踏まえて，組織対応による飼料生産協業組織化に取り組む酪農経営が持続可能であるかどうかについて評価を試みる。飼料生産協業組織化とは，飼料生産協業組織がそれに参加する酪農経営から農地を借り受けて飼料生産を一括して行う取り組みであり，荒木・田中［2001］によって経営経済面でメリットがあることを指摘されている。また，この取り組みでは，酪農経営間における家畜ふん尿の共同利用や収穫された自給飼料の融通等が行われることから，購入肥料や購入飼料への依存軽減による環境問題緩和が期待できる。しかし，飼料生産協業組織化による環境問題緩和について定量的に示した研究は，筆者の知る限り存在しない。そこで，飼料生産協業組織化による環境問題緩和を総合的に定量評価したい。

本章では，飼料生産協業組織化の事例として，酪農専業地帯の北海道興部町における有限会社オコッペフィードサービス（以下，OFS とする）の取り組みを選択し，OFS と OFS に参加する酪農経営（以下，構成農家とする）を分析対象とする。なお，本章の分析対象年は 2001 年とした。

本章の構成は以下の通りである。B節では，北海道興部町における飼料生産協業組織化の取り組みを概説し，構成農家の経営概況を整理する。C節では，本章の LCA で用いたデータと分析方法について述べる。D節では，本章における LCA の分析結果を示し，考察を加える。E節では，本章をまとめる。

B．北海道興部町における飼料生産協業組織化の取り組み概要

a．オコッペフィードサービスの概要

OFS は，1998 年に酪農経営 5 戸によって設立され，1999 年に有限会社化された飼料生産協業組織である*1。本章の分析対象年である 2001 年には，構成農家は 8 戸に増加し*2，採草地 361.6 ha，飼料畑 37.8 ha の合計 399.4 ha が一括して自給飼料生産のために利用されている。

OFS と構成農家の関係を図示したものが，図 6－1 である。OFS は，全構成農家の放牧地以外の農地全てを借り上げて農地における全作業を行い，収穫された自給粗飼料と購入濃厚飼料による TMR（Total Mixed Ration：混合飼料）調製・配送も行っている*3。また，近隣の酪農経営に対し，牧草とデントコーン収穫のコントラ

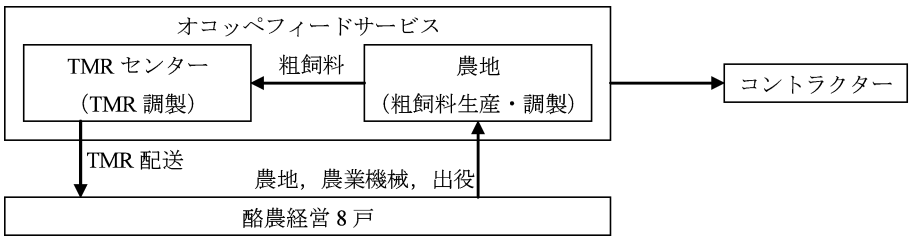

図 6－1　OFS と構成農家の関係
資料：荒木・田中［2001］p.11 を参考に作成。

クター受託作業も行っている*4。このような OFS の作業に対して，構成農家は，農地，農業機械，労働力を提供している*5。

構成農家は，OFS に参加することで多くのメリットを享受している(表 6－1)。すなわち，飼料生産については，家族労働の軽減（女性の作業からの解放)，飼料生産の低コスト化，農地の集中による作業効率の向上，良質粗飼料の確保，デントコーン栽培による飼料自給率の向上，所有機械の減少，借地料の低下，TMR については，家族労働の軽減，TMR 給与による個体乳量の増加，その他については，ふん尿処理作業の軽減，受託作業による地域への貢献等である。

表 6－1　構成農家における OFS 参加のメリット

飼料生産	家族労働の軽減（女性の作業からの解放）
	飼料生産の低コスト化
	農地の集中による作業効率の向上
	良質粗飼料の確保
	デントコーン栽培による飼料自給率の向上
	所有機械の減少
	借地料の低下
TMR	家族労働の軽減
	TMR 給与による個体乳量の増加
他	ふん尿処理作業の軽減
	受託作業による地域への貢献

資料：荒木・田中［2001］p.40 より引用。

b．オコッペフィードサービス構成農家の経営概況

表 6－2 は，構成農家における経営概要(2001 年)である。生乳生産量は 297.6～918.1 t-原物/戸であり，構成農家全体で 4,095.7 t-原物であった。経産牛 1 頭当たり乳量は 6,332.3～8,834.1 kg-原物/頭/戸であり，構成農家全体で 7,515.1 kg-原物/頭であった。乳牛頭数は 57～

表 6－2　構成農家における経営概要（2001 年）

区　分	酪農経営 A	酪農経営 B	酪農経営 C	酪農経営 D	酪農経営 E	酪農経営 F	酪農経営 G	酪農経営 H	構成農家全体
生乳生産量（t-原物）	483.5	301.0	297.6	918.1	662.6	414.4	391.5	627.0	4,095.7
経産牛 1 頭当たり乳量（kg-原物/頭）	6,906.6	6,689.3	6,332.3	7,983.9	8,834.1	6,906.2	8,157.2	7,376.3	7,515.1
総飼養頭数（頭）	112	157	80	169	120	98	76	123	935
乳牛頭数合計（頭）	112	57	80	169	120	98	76	123	835
うち経産牛（頭）	70	45	47	115	75	60	48	85	545
うち育成牛（頭）	42	12	33	54	45	38	28	38	290
肉牛頭数合計（頭）	—	100	—	—	—	—	—	—	100
うち和牛繁殖牛（頭）	—	14	—	—	—	—	—	—	14
うち和牛肥育牛（頭）	—	29	—	—	—	—	—	—	29
うち乳用種（頭）	—	57	—	—	—	—	—	—	57
耕地面積（ha）	62.6	42.2	60.5	71.1	40.7	46.0	48.9	39.9	411.9
うち採草地（OFS 貸付）（ha）	59.2	39.4	54.0	56.2	31.6	41.2	40.1	39.9	361.6
うち飼料畑（OFS 貸付）（ha）	0.0	2.8	5.0	9.5	9.1	3.6	7.9	0.0	37.8
うち放牧地（ha）	3.4	0.0	1.5	5.4	0.0	1.2	1.0	0.0	12.5
乳牛飼養密度（頭/ha）	1.49	2.24	1.07	2.03	2.44	1.78	1.30	2.65	1.82

資料：構成農家資料，オホーツク農業科学研究センター資料より作成。
注：1）飼養頭数は 2001 年 1 月現在の数字である。2）乳牛飼養密度は，乳牛 2 歳以上を 1 頭，乳牛 2 歳未満を 0.5 頭，肉牛については搾乳牛に対する家畜ふん尿排出量の比率（中央畜産会 [2001]）から和牛繁殖牛を 0.45 頭，和牛肥育牛を 0.41 頭，乳用種を 0.43 頭として乳牛換算して求めた成牛換算頭数を耕地面積で除して求めた。

169 頭/戸（経産牛 45～115 頭/戸，育成牛 12～54 頭/戸）であり，構成農家全体で 835 頭（経産牛 545 頭，育成牛 290 頭）であった。なお，酪農経営Bのみ，肉牛 100 頭（和牛繁殖牛 14 頭，和牛肥育牛 29 頭，乳用種 57 頭）を飼養しており，それを合わせた構成農家の総飼養頭数は 935 頭であった。耕地面積は 39.9～71.1 ha/戸（採草地 31.6～59.2 ha/戸，飼料畑 0.0～9.5 ha/戸，放牧地 0.0～5.4 ha/戸）であり，構成農家全体で 411.9 ha（採草地 361.6 ha，飼料畑 37.8 ha，放牧地 12.5 ha）であった。乳牛飼養密度は 1.07～2.65 頭/ha であり，構成農家全体で 1.82 頭/ha であった。

表 6－3 は，構成農家における経営管理（2001 年）である*6。飼養管理では，成牛舎，育成舎，肉牛舎の飼養方式と搾乳方式について整理した。成牛舎では，酪農経営Dのみがフリーストール牛舎で飼養し，ミルキングパーラーによる搾乳を行っていた。その他の構成農家は，スタンチョンストールやタイストールといった繋ぎ飼い牛舎で飼養し，パイプラインミルカーによる搾乳を行っていた。なお，各構成農家の育成舎は，フリーストールまたはフリーバーンであり*7，酪農経営Bの肉牛舎はフリーバーンであった。ふん尿処理では，搾乳牛，乾乳牛，育成牛，肉牛の各区分について整理した。各構成農家では，バーンクリーナによる固液分離処理か，全量堆肥化処理を行なっていた。放牧管理では，搾乳牛，乾乳牛，育成牛，肉牛の各区分について整理した。酪農経営Dのみが搾乳牛と乾乳牛を放牧し，1 日当たり放牧時間は 4 h/日であった。その他の構成農家は，搾乳牛，乾乳牛，肉牛を舎飼していた。育成牛については，全ての構成農家で放牧しており，1 日当たり放牧時間は 10 h/日であった*8。放牧期間は，いずれも概ね 5 月～10 月であった。

C．飼料生産協業組織化における LCA の分析方法

a．機能単位の設定

本章では，排出された環境負荷の評価尺度である機能単位として，耕地面積 1 ha を設定した。それゆえ，酪農経営から産出される生産物間（生乳と牛個体等）での環境負荷の配分は行わない。

b．酪農経営システムの設定

図 6－2 は，OFS と構成農家における酪農経営システムのライフサイクルフローである。OFS と構成農家における酪農経営システムは，

表 6－3　構成農家における経営管理（2001 年）

区　分	酪農経営A	酪農経営B	酪農経営C	酪農経営D	酪農経営E	酪農経営F	酪農経営G	酪農経営H
飼養管理								
成牛舎	SS/TS	SS	SS	FS	TS	TS	SS/TS	SS/TS
育成舎	FS	FS	FS	FS	FS	FB	FS	FS
搾乳方式	PM	PM	PM	MP	PM	PM	PM	PM
肉牛舎	—	FB	—	—	—	—	—	—
ふん尿処理								
搾乳牛	固液分離処理	固液分離処理	固液分離処理	堆肥化処理	固液分離処理	固液分離処理	固液分離処理	固液分離処理
乾乳牛	固液分離処理	固液分離処理	固液分離処理	堆肥化処理	堆肥化処理	堆肥化処理	固液分離処理	固液分離処理
育成牛	堆肥化処理	堆肥化処理	堆肥化処理	固液分離処理	堆肥化処理	堆肥化処理	堆肥化処理	固液分離処理
肉牛	—	堆肥化処理	—	—	—	—	—	—
放牧管理								
搾乳牛	舎飼	舎飼	舎飼	4h/日	舎飼	舎飼	舎飼	舎飼
乾乳牛	舎飼	舎飼	舎飼	4h/日	舎飼	舎飼	舎飼	舎飼
育成牛	10h/日	10h/日	10h/日	10h/日	10h/日	10h/日	10h/日	10h/日
肉牛	—	舎飼	—	—	—	—	—	—

資料：構成農家資料，オホーツク農業科学研究センター資料より作成。

注：飼養管理における記号は，成牛舎では SS：スタンチョンストール，TS：タイストール，育成舎または肉牛舎では FS：フリーストール，FB：フリーバーン，搾乳方式では PM：パイプラインミルカー，MP：ミルキングパーラーである。2）放牧管理において，酪農経営B，E，Hはパドック放牧である。3）未経産牛（2 歳以上）と育成牛（2 歳未満）に分割されたデータが得られなかったので，未経産牛は育成牛と同じ経営管理であると仮定した。

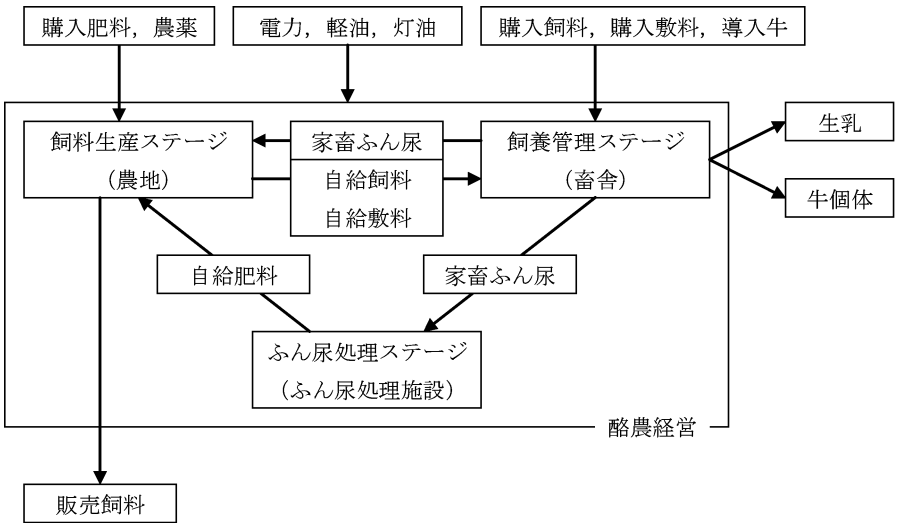

図 6－2　OFS と構成農家における酪農経営システムのライフサイクルフロー

飼養管理ステージ(畜舎)，ふん尿処理ステージ（ふん尿処理施設)，飼料生産ステージ（農地）の 3 ステージからなると仮定した。飼養管理ステージでは，自給飼料，自給敷料，購入飼料，購入敷料，導入牛が投入され，生乳と牛個体が生産され，家畜ふん尿が排出される。ふん尿処理ステージでは，排出された家畜ふん尿が投入され，自給肥料が生産される。飼料生産ステージでは，自給肥料，購入肥料，農薬が投入され[*9]，自給飼料，自給敷料，販売飼料が生産される。なお，放牧時には自給飼料の一部が消費され，家畜ふん尿の一部が排出される。また，これらの生産活動のために，電力，軽油，灯油が各ステージに投入される。本章では，図 6－2 に従って分析に必要なデータを収集した。

c．データの収集

1）投入・産出データ

表 6－4 は，OFS と構成農家における投入・産

表 6－4　OFS と構成農家における投入・産出データ（2001 年）

投入データ		産出データ	
電力（kWh）	209,916.0	FCM 量（t-FCM）	4,168.9
軽油（L）	87,968.6	牛個体頭数（頭）	482
灯油（L）	33,039.1	うち廃用牛（頭）	184
購入飼料費	金額	うち育成牛（頭）	6
―― 原物量（t-原物）	2,620.6	うち初生牛（頭）	267
―― 窒素量（kgN）	70,026.9	うち肉牛（頭）	25
―― リン量（kgP）	12,220.3	販売飼料	
購入肥料費	金額	乾草ロール（個）	123
―― 窒素量（kgN）	1,476.0	ロールベール（個）	132
―― リン量（kgP）	2,945.4	青草販売（ha）	3.9
購入敷料原物量（m^3）	840.0		
―― 窒素量（kgN）	261.3		
―― リン量（kgP）	56.0		
農薬費	金額		
導入牛（頭）	19		

資料：OFS 資料，構成農家資料，オホーツク農業科学研究センター資料，飼料・肥料メーカー資料より作成。

注：購入敷料はオガクズ，導入牛は育成牛を指す。

出データ（2001年）である。これらのデータは，OFS資料，構成農家資料，オホーツク農業科学研究センター資料，飼料・肥料メーカー資料から収集された。

酪農経営システム外からの投入データは，電力，軽油*10，灯油，購入飼料（費用，原物量，窒素量，リン量），購入肥料(費用，窒素量，リン量)*11，購入敷料(オガクズの原物量，窒素量，リン量)*12，農薬費，導入牛(育成牛)*13を計上した。

酪農経営システム外への産出データは，(4－1)式から求めたFCM量，牛個体頭数(廃用牛，育成牛，初生牛，肉牛)，販売飼料(乾草ロール，ロールベール，青草販売）を計上した。

2）家畜ふん尿データ

a）家畜ふん尿排出量の推定

家畜ふん尿排出量は，搾乳牛，乾乳・未経産牛，育成牛，和牛繁殖牛，和牛肥育牛，乳用種について*14，家畜ふん尿排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛，育成牛，和牛繁殖牛，和牛肥育牛，乳用種：中央畜産会［2001］）に各飼養頭数を乗じて求めた(表6－5)。推定された家畜ふん尿の種類は，環境負荷排出量の計測に必要な原物，窒素，リン，有機物の4種類である*15。ただし，家畜ふん尿有機物排出量は，ふん尿処理ステージに投入された家畜ふん尿原物排出量に畜産技術協会［2002］による有機物含有率（乳牛：固体16%，液体0.5%，肉牛：固体18%，液体0.5%）を乗じて求めた。

なお，搾乳牛ふん尿排出係数は，第Ⅳ章と同じ方法を用いて，構成農家間の個体乳量の違いによる変動を考慮し，推定した*16。ただし，構成農家ではTMR給与を行っていることから，ここでは推定された粗蛋白質要求量に対し，（4－5）式から求められる分離給与を想定した補正係数は乗じていない。推定された搾乳牛ふん尿排出係数を原物について示すと，ふん34.6～43.4 kg-原物/頭/日，尿10.2～12.8 kg-原物/頭/日である。これらの排出係数は，搾乳牛1頭当たり乳量が最も大きかった酪農経営Eで最大値を示した。

b）ふん尿処理方法の設定

飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおけるふん尿処理方法は，表6－3で整理したふん尿処理方法に従った。ただし，固液分離処理はバーンクリーナによる処理を想定し，固口流量割合78.85%（中央畜産会［2001］）で処理されると仮定した。以上の仮定に従って，ふん尿処理ステージへの家畜ふん尿投入量を堆肥化処理と液肥化処理仕向け分として按分した。堆肥化処理される家畜ふん尿には，自給飼料の乾草と購入敷料のオガクズが糞尿処理ステージにおい

表6－5　第Ⅵ章で用いた家畜ふん尿排出係数（原物）

区　分	排出係数	資　料
ふん		
搾乳牛	34.6～43.4 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	29.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	17.9 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
和牛繁殖牛	20.0 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
和牛肥育牛	17.8 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
乳用種	18.0 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
尿		
搾乳牛	10.2～12.8 kg-原物/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛	6.1 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
育成牛	6.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
和牛繁殖牛	6.7 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
和牛肥育牛	6.5 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］
乳用種	7.2 kg-原物/頭/日	中央畜産会［2001］

て投入されると仮定した*17。なお，飼養管理ステージとふん尿処理ステージにおける窒素揮散による損失を除き，排出された家畜ふん尿全量が自給肥料として飼料生産ステージに投入されると仮定した。

また，放牧地とパドックでの家畜ふん尿排出量は，(5－1)式から求めた。放牧日数は，放牧期間 5 月～10 月から年間 180 日と仮定した。

d．環境負荷排出量の計測

本章で計測した環境負荷は，CO_2，NO_x，SO_x，CH_4，N_2O，NH_3，T-N，T-P の 8 種類である。表 6－6 に本章で用いた環境負荷排出係数を示した*18。

1）CO_2，NO_x，SO_x の計測方法

電力，軽油，灯油，購入飼料，購入肥料，農薬において排出される CO_2，NO_x，SO_x は，各環境負荷排出係数（北海道電力 [2004]，南齋他 [2002]）を用いて推定した。なお，CO_2 の計測では，C に原子量の比 44/12 を乗じて CO_2 に換算した。

2）CH_4 の計測方法

a）乳牛・肉牛反芻からの CH_4

乳牛・肉牛反芻から排出される CH_4 は，乳牛・肉牛反芻 CH_4 排出係数（搾乳牛：推定値，乾乳・未経産牛，育成牛，和牛繁殖牛，和牛肥育牛，乳用種：環境省 [2002]）を用いて推定した*19。ただし，搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，搾乳牛ふん尿と同様に第Ⅳ章と同じ方法を用いて，構成農家間の個体乳量の違いによる変動を考慮し，推定した*20。推定された搾乳牛反芻 CH_4 排出係数は，473.1～507.9 L-CH_4/頭/日である。この排出係数は，搾乳牛 1 頭当たり乳量が最も大きかった酪農経営 E で最大値を示した。

b）家畜ふん尿からの CH_4

ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される CH_4 は，有機物当たり CH_4 排出係数（環境省 [2002]）を用いて推定した。なお，本章では，計算の簡単化のために飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される CH_4 を省略した。また，データ制約から，堆肥化処理過程における敷料由来の CH_4 排出について省略した。

3）N_2O の計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される N_2O は，T-N 当たり N_2O-N 排出係数（寺田他 [1998]，環境省 [2002]）を用いて推定した。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される N_2O は，T-N 当たり N_2O-N 排出係数（環境省 [2002]）を用いて推定した。なお，N_2O の計測では，N_2O-N に原子量の比 44/28 を乗じて N_2O に換算した。

4）NH_3 の計測方法

飼養管理ステージ，ふん尿処理ステージ，飼料生産ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3 は，T-N 当たり NH_3-N 排出係数（寶示戸他[2003]，前田他[2001]，Sommer *et al*. [1993]，Sugimoto *et al*. [1992]，杉本他 [1993]，オホーツク農業科学研究センター資料）を用いて推定した*21。飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3 は，T-N 当たり NH_3-N 排出係数（Ogino *et al*. [2004]）を用いて推定した。なお，NH_3 の計測では，NH_3-N に原子量の比 17/14 を乗じて NH_3 に換算した。

5）T-N と T-P の計測方法

T-N と T-P は，第Ⅴ章と同様に Farm Gate Balance を用いて推定した。酪農経営システムにおける T-N（余剰窒素量），T-P（余剰リン量）は，(5－2，5－3)式から求めた。本章における Farm Gate Balance の推定モデルは，図 6－3 に示すような酪農経営システムへの投入と酪農経営システムからの産出からなり，具体的には以下の通りである。

酪農経営システムへの投入では，購入飼料，購入敷料，購入肥料，導入牛，降水，窒素固定を計上した。購入飼料窒素，リン量は，OFS が構成農家に配送した TMR 中の購入飼料投入量と構成農家が個別に購入した購入飼料投入量に購入飼料窒素，リン含有率（飼料メーカー資料）を乗じて求めた。購入敷料窒素，リン量は，構成農家による購入敷料投入量にオガクズ窒素，リン含有率（オホーツク農業科学研究センター資料）を乗じて求めた。購入肥料窒素，リン量は，OFS による購入肥料購入量に購入肥料

表 6－6　第Ⅵ章で用いた環境負荷排出係数

環境負荷と排出源	排出係数	資　料
CO_2		
電力	0.48 kg-CO_2/kWh	北海道電力［2004］
軽油	0.72 t-C/KL	南齋他［2002］
灯油	0.68 t-C/KL	南齋他［2002］
購入飼料	0.53 t-C/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	1.43 t-C/百万円	南齋他［2002］
農薬	0.85 t-C/百万円	南齋他［2002］
NO_x		
電力	0.57 g-NO_x/kWh	北海道電力［2004］
軽油	37.71 kg-NO_x/KL	南齋他［2002］
灯油	2.56 kg-NO_x/KL	南齋他［2002］
購入飼料	7.48 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	9.12 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
農薬	5.89 kg-NO_x/百万円	南齋他［2002］
SO_x		
電力	0.78 g-SO_x/kWh	北海道電力［2004］
軽油	2.04 kg-SO_x/KL	南齋他［2002］
灯油	0.14 kg-SO_x/KL	南齋他［2002］
購入飼料	3.64 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
購入肥料	4.74 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
農薬	5.05 kg-SO_x/百万円	南齋他［2002］
CH_4		
搾乳牛反芻	473.1～507.9 L-CH_4/頭/日	本文を参照。
乾乳・未経産牛反芻	255.4 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
育成牛反芻	267.3 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
和牛繁殖牛反芻	201.9 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
和牛肥育牛反芻	215.4 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
乳用種反芻	312.2 L-CH_4/頭/日	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	0.33 CH_4%/有機物	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.92 CH_4%/有機物	環境省［2002］
N_2O		
飼養管理ステージ（成牛舎，育成舎，肉牛舎）	0.005 N_2O-N%/T-N	寺田他［1998］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.65 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
ふん尿処理ステージ（液肥）	0.75 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
飼料生産ステージ（堆肥，液肥，放牧牛ふん尿，購入肥料）	0.6 N_2O-N%/T-N	環境省［2002］
NH_3		
飼養管理ステージ（成牛舎）	10.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼養管理ステージ（育成舎）	4.5 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼養管理ステージ（肉牛舎）	6.38 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
ふん尿処理ステージ（堆肥）	4.26 NH_3-N%/T-N	前田他［2001］
ふん尿処理ステージ（液肥）	12.0 NH_3-N%/T-N	Sommer *et al.*［1993］
飼料生産ステージ（液肥）	13.3 NH_3-N%/T-N	寶示戸他［2003］
飼料生産ステージ（放牧牛ふん）	5.6 NH_3-N%/T-N	Sugimoto *et al.*［1992］
飼料生産ステージ（放牧牛尿）	7.0 NH_3-N%/T-N	杉本他［1993］，オホーツク農業科学研究センター資料
飼料生産ステージ（購入肥料）	7.7 NH_3-N%/T-N	Ogino *et al.*［2004］
T-N，T-P	Farm Gate Balance	本文を参照。

注：南齋他［2002］から引用した排出係数のうち，購入飼料，購入肥料，農薬は，産業連関表，購入者価格ベース，$(I-A)^{-1}$ 型モデルによる。

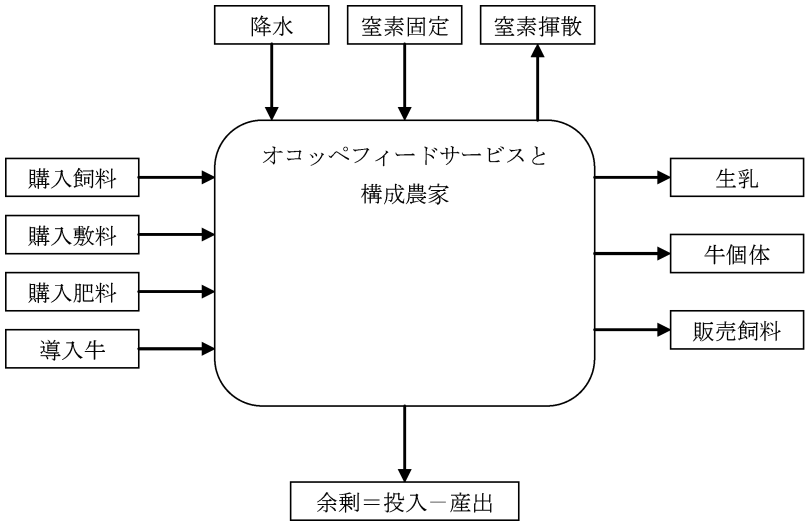

図 6－3　OFS と構成農家における Farm Gate Balance の推定モデル

窒素，リン含有率（肥料メーカー資料）を乗じて求めた*22。導入牛窒素，リン量は，導入牛体重に導入牛窒素，リン含有率を乗じて求めた。ただし，導入牛体重は，育成牛 540 kg と仮定し（並河他[2000]），導入牛窒素，リン含有率は，各々3.04%，1.0%と仮定した（田先［1996］）。降水窒素，リン量は，降水窒素，リン成分値と OFS と構成農家が位置する北海道興部町の年間降水量（オホーツク農業科学研究センター資料），そして OFS と構成農家の全耕地面積を乗じて求めた。ただし，降水窒素，リン成分値は，降雨窒素成分 1.01 mgN/L，降雪窒素成分 1.09 mgN/L，降雨リン成分 0.013 mgP/L，降雪リン成分 0.067 mgP/L と仮定し（大村［1995］），降雨期間は 4 ～11 月，降雪期間は 1 ～ 3，12 月と仮定した。窒素固定量は，OFS と構成農家における草地作付がイネ科・マメ科牧草混播であることから*23，飼料畑を除いた採草地と放牧地の耕地面積 374.1 ha に窒素固定係数 80 kgN/ha/年（Yatazawa［1978］）を乗じて求めた。

酪農経営システムからの産出では，生乳，牛個体，販売飼料，窒素揮散を計上した。生乳窒素，リン量は，構成農家の生乳生産量に生乳窒素，リン含有率を乗じて求めた。ただし，生乳窒素含有率は，乳蛋白質率（構成農家資料）から求めたものを用いた。生乳リン含有率は，乳脂率 3.7%で生乳リン含有率 0.091%と仮定し（科学技術庁資源調査会［2000］），乳脂率換算で補正したものを用いた。牛個体窒素，リン量は，牛個体体重に牛個体窒素，リン含有率を乗じて求めた。ただし，牛個体体重を廃用牛 650 kg，育成牛 540 kg，初生牛 40 kg（並河他［2000］），肉牛 320 kg（OFS 資料）と仮定し，牛個体窒素，リン含有率は導入牛と同じものを用いた（田先［1996］）。販売飼料窒素，リン量は，OFS の 2001 年産牧草における粗飼料販売量に粗飼料窒素，リン含有率（OFS 資料）を乗じて求めた*24。窒素揮散量は，推定された N_2O-N 量と NH_3-N 量の合計値を計上した。

e．環境影響カテゴリーの選択

本章で選択された環境影響カテゴリーは，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つである（表 6－7）。地球温暖化では，CO_2 を 1 倍，CH_4 を 23 倍，N_2O を 296 倍（CML［2002］）して CO_2 等量換算で計上した。酸性化では，NO_x を 0.7 倍，SO_x（SO_2 として）を 1.0 倍，NH_3 を 1.88 倍（CML［2002］）して SO_2 等量換算で計上した。富栄養化では，NO_x を 0.13 倍，NH_3 を 0.35 倍，T-N を 0.42 倍，T-P を 3.06 倍（CML［2002］）して PO_4 等量換算で計上した*25。

f．個別対応時における環境負荷排出量の計測方法

構成農家が OFS に参加せず，個別で営農を行っていた場合（個別対応時）の環境負荷排出

表 6－7　第Ⅵ章で選択された環境影響カテゴリー

環境影響カテゴリー	単位	環境負荷と特性分析係数
地球温暖化	t-CO_2-eq	CO_2：1，CH_4：23，N_2O：296
酸性化	t-SO_2-eq	NO_x：0.7，SO_x：1.0，NH_3：1.88
富栄養化	t-PO_4-eq	NO_x：0.13，NH_3：0.35，T-N：0.42，T-P：3.06

注：1）特性分析係数は CML［2002］による。ただし，SO_x は SO_2 とみなした。2）富栄養化の T-N，T-P は，Farm Gate Balance によって求めた余剰窒素，リン量を計上した。

量を推定できるならば，OFS 参加時における LCA の計測結果と比較することで，構成農家の OFS 参加による環境負荷削減効果を評価できる。そこで，OFS の特徴（自給飼料の一括生産，TMR 製造・配送等）や表 6－1 に示した構成農家の OFS 参加によるメリットから，構成農家の OFS 参加時における環境負荷排出量削減の可能性について検討したい。

第 1 に，自給飼料の一括生産と TMR 製造・配送という OFS の特徴は，①各構成農家における自給飼料の過不足を調整でき，デントコーン栽培による飼料自給率の向上というメリットと合わせて購入飼料への依存を軽減できる可能性がある。第 2 に，TMR 給与による個体乳量の増加というメリットでは，②飼料利用率向上による生乳生産量増加と家畜ふん尿排出量減少に繋がる可能性がある。第 3 に，ふん尿処理作業の軽減というメリットでは，以下の環境負荷排出量削減の可能性が考えられる。OFS では，自給肥料の農地への還元も一括して行うことから，施肥が必要とされる農地に対し，必要な分の自給肥料を施用することができる。つまり，③各構成農家における自給肥料の過不足を調整することができ，購入肥料への依存を軽減できる可能性が考えられる。第 4 に，農地の集中による作業効率の向上，所有機械の減少，ふん尿処理作業の軽減というメリットでは，④自給飼料生産またはふん尿処理における機械作業に係る軽油消費量を削減できる可能性が考えられる。

以上の①～④にまとめられた構成農家の OFS 参加時における環境負荷排出量削減の可能性は，逆に言えば，構成農家の個別対応時における環境負荷排出量増加の可能性でもある。表 6－8 は，①～④にまとめられた構成農家の OFS 参加時における環境負荷排出量削減の可能性を，構成農家の個別対応時における環境負荷排出量増加の可能性として言い換えたシミュレーション前提条件である。シミュレーション分析においては，本章における LCA の分析枠組みを以下のように変更し，構成農家の個別対応時における環境負荷排出量の推定を試みた。

表 6－8　構成農家の個別対応時における環境負荷排出量増加のシミュレーション前提条件

環境負荷排出量増加の可能性		データの変化
①各構成農家における自給飼料の過不足発生と自給飼料不足の構成農家における購入飼料への依存強化	→	・購入飼料費増加 ・購入飼料窒素，リン量は不変を仮定
②分離給与による飼料利用率低下に伴う生乳生産量減少と家畜ふん尿排出量増加	→	・生乳生産量は不変を仮定 ・搾乳牛ふん尿排出係数増加
③各構成農家における自給肥料の過不足発生と自給肥料不足の構成農家における購入肥料への依存強化	→	・購入肥料費，窒素，リン量増加
④自給飼料生産またはふん尿処理における機械作業に係る軽油消費量増加	→	・軽油消費量は不変を仮定

注：不変を仮定した項目は，データ制約による。

①各構成農家における自給飼料の過不足発生と自給飼料不足の構成農家における購入飼料への依存強化という点については，構成農家において自給飼料不足が発生した場合，自給飼料で賄えない分の TDN（Total Digestible Nutrients：可消化養分総量）を購入飼料で補塡すると仮定した*26。具体的には，まず，各構成農家に配送されていた TMR の TDN（合計 2,151.4 t-TDN）を構成農家別に求めた。次に，個別対応時に供給される自給飼料の TDN（合計 1,521.4 t-TDN）を構成農家別に求めた*27。そして，これらを構成農家ごとに差し引いた際に不足する TDN（合計 753.6 t-TDN）を追加的に購入する必要がある TDN と仮定した*28。最後に，求められた追加的に購入する必要がある TDN に TDN 当たり購入飼料費を乗じ*29，追加的な購入飼料費を求めた*30。

②分離給与による飼料利用率低下に伴う生乳生産量減少と家畜ふん尿排出量増加という点については，OFS 参加時の TMR 給与ではなく分離給与を想定したことから，搾乳牛ふん尿排出係数の推定の際，（4－3，4－4）式によって求められた粗蛋白質要求量の合計値に（4－5）式から求められる分離給与を想定した補正係数を乗じた（第Ⅳ章参照）。これにより，OFS 参加時よりも個別対応時の方が搾乳牛ふん尿排出係数が微増することから，家畜ふん尿排出量は若干増加した。ただし，飼料利用率低下に伴う生乳生産量減少は，データ制約から再現できなかったので，個別対応時と OFS 参加時で変化しないものと仮定した。

③各構成農家における自給肥料の過不足発生と自給肥料不足の構成農家における購入肥料への依存強化という点については，構成農家において OFS 参加時に投入されていた窒素，リン量が自給肥料によって賄えない場合，購入肥料によって補塡されると仮定した。具体的には，まず，OFS 参加時に採草地と飼料畑に施用されていた自給肥料と購入肥料の合計窒素，リン量（採草地 7.9 tN，3.9 tP，飼料畑 49.0 tN，8.3 tP）を求めた*31。次に，個別対応時において，各構成農家が自家の農地に施用する自給肥料窒素，リン量（採草地 19.0 tN，3.3 tP，飼料畑 39.7 tN，6.4 tP）を求めた*32。そして，構成農家ごとにこれらを差し引いた際に不足する窒素，リン量を追加的に購入する必要がある窒素，リン量（15.8 tN，4.4 tP）と仮定した*33。また，農林水産省『ポケット肥料要覧』から 2001 年における窒素，リン量当たり購入肥料費を求め，それに追加的に必要な購入肥料窒素，リン量を乗じて合計したものを追加的な購入肥料費として計上した*34。

④自給飼料生産またはふん尿処理における機械作業に係る軽油消費量増加については，データ制約から再現できなかった。なお，構成農家の OFS 参加時に OFS で投入された生産資材について，以上におけるシミュレーション分析の対象とならなかったもの（軽油，農薬）は，OFS に貸付けられた耕地面積比（軽油は OFS 貸付面積合計，農薬は飼料畑面積）で各構成農家に按分し，計上した。

D．飼料生産協業組織化における LCA の分析結果

a．LCA の計測結果

1）地球温暖化の計測結果

表 6－9 は，OFS と構成農家における地球温暖化の計測結果である。OFS と構成農家における地球温暖化ポテンシャルは，個別対応時 10.817 t-CO_2-eq/ha，OFS 参加時 10.459 t-CO_2-eq/ha であった。個別対応時に対する OFS 参加時の変化率（以下，環境負荷削減効果とする）は－3.3%であり，地球温暖化ポテンシャル減少が確認された。地球温暖化に対する各環境負荷の寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，CH_4 が 50.8～52.3%，N_2O が 31.5～33.1%，CO_2 が 16.1～16.2%であった。地球温暖化の主要な排出源は，乳牛・肉牛反芻から排出される CH_4（寄与率 47.3～48.9%），ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される N_2O（寄与率 27.5～28.2%）であり，第Ⅳ，Ⅴ章の分析結果と同様である。これらの地球温暖化に対する寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，合計 75.5～76.5%であった。

構成農家の OFS 参加による地球温暖化ポテンシャル減少の主因としては，以下の点が考えられる。第 1 に，分離給与から TMR 給与に

表 6－9　OFS と構成農家における地球温暖化の計測結果

区　分	個別対応時 ①		OFS 参加時 ②		変化量 ②－①	変化率 (②－①)/①
CO_2 排出量小計（t-CO_2-eq/ha）	**1.737**	**16.1%**	**1.693**	**16.2%**	**－0.044**	**－2.5%**
うち電力（t-CO_2-eq/ha）	0.245	2.3%	0.245	2.3%	0.000	0.0%
うち軽油（t-CO_2-eq/ha）	0.564	5.2%	0.564	5.4%	0.000	0.0%
うち灯油（t-CO_2-eq/ha）	0.201	1.9%	0.201	1.9%	0.000	0.0%
うち購入飼料（t-CO_2-eq/ha）	0.637	5.9%	0.593	5.7%	－0.044	－6.9%
うち購入肥料（t-CO_2-eq/ha）	0.085	0.8%	0.085	0.8%	0.000	0.0%
うち農薬（t-CO_2-eq/ha）	0.005	0.0%	0.005	0.0%	0.000	0.0%
CH_4 排出量小計（t-CO_2-eq/ha）	**5.496**	**50.8%**	**5.472**	**52.3%**	**－0.024**	**－0.4%**
うち乳牛・肉牛反芻（t-CO_2-eq/ha）	5.120	47.3%	5.120	48.9%	0.000	0.0%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-CO_2-eq/ha）	0.377	3.5%	0.353	3.4%	－0.024	－6.3%
N_2O 排出量小計（t-CO_2-eq/ha）	**3.584**	**33.1%**	**3.294**	**31.5%**	**－0.291**	**－8.1%**
うち成牛舎，育成舎，肉牛舎：飼養管理ステージ(t-CO_2-eq/ha）	0.004	0.0%	0.004	0.0%	0.000	－6.1%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-CO_2-eq/ha）	3.047	28.2%	2.877	27.5%	－0.170	－5.6%
うち堆肥，液肥：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha）	0.398	3.7%	0.375	3.6%	－0.023	－5.8%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha）	0.029	0.3%	0.028	0.3%	－0.001	－1.9%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-CO_2-eq/ha）	0.107	1.0%	0.010	0.1%	－0.097	－90.7%
地球温暖化合計（t-CO_2-eq/ha）	**10.817**	**100.0%**	**10.459**	**100.0%**	**－0.359**	**－3.3%**

注：各対応時の比率は，各対応時の地球温暖化合計値に対する比率を示したものである。

なったことで搾乳牛ふん尿排出係数が微減し，家畜ふん尿排出量減少に繋がったことから，各ステージにおける家畜ふん尿に係る環境負荷排出量（N_2O，CH_4）が減少した点である。第 2 に，OFS 参加で自給飼料の一括生産，TMR 製造・配送が行われるようになり，購入肥料，購入飼料投入量が減少したことから，それらに係る環境負荷排出量（特に購入肥料からの N_2O，購入飼料からの CO_2）が減少した点である。

2）酸性化の計測結果

表 6－10 は，OFS と構成農家における酸性化の計測結果である。OFS と構成農家における酸

表 6－10　OFS と構成農家における酸性化の計測結果

区　分	個別対応時 ①		OFS 参加時 ②		変化量 ②－①	変化率 (②－①)/①
NO_x 排出量小計（t-SO_2-eq/ha）	**0.008**	**10.7%**	**0.008**	**12.2%**	**0.000**	**－1.5%**
うち電力（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.3%	0.000	0.3%	0.000	0.0%
うち軽油（t-SO_2-eq/ha）	0.006	7.7%	0.006	8.9%	0.000	0.0%
うち灯油（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.2%	0.000	0.2%	0.000	0.0%
うち購入飼料（t-SO_2-eq/ha）	0.002	2.3%	0.002	2.5%	0.000	－6.9%
うち購入肥料（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.1%	0.000	0.2%	0.000	0.0%
うち農薬（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
SO_x 排出量小計（t-SO_2-eq/ha）	**0.002**	**2.9%**	**0.002**	**3.2%**	**0.000**	**－3.9%**
うち電力（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.5%	0.000	0.6%	0.000	0.0%
うち軽油（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.6%	0.000	0.7%	0.000	0.0%
うち灯油（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
うち購入飼料（t-SO_2-eq/ha）	0.001	1.6%	0.001	1.8%	0.000	－6.9%
うち購入肥料（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.1%	0.000	0.1%	0.000	0.0%
うち農薬（t-SO_2-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
NH_3 排出量小計（t-SO_2-eq/ha）	**0.063**	**86.4%**	**0.054**	**84.6%**	**－0.010**	**－15.4%**
うち成牛舎，育成舎，肉牛舎：飼養管理ステージ(t-SO_2-eq/ha）	0.031	42.4%	0.029	45.9%	－0.002	－6.6%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-SO_2-eq/ha）	0.019	25.7%	0.018	27.9%	－0.001	－6.1%
うち液肥：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha）	0.005	7.1%	0.005	7.6%	0.000	－7.5%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha）	0.001	2.0%	0.001	2.3%	0.000	－1.9%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-SO_2-eq/ha）	0.007	9.2%	0.001	1.0%	－0.006	－90.7%
酸性化合計（t-SO_2-eq/ha）	**0.073**	**100.0%**	**0.063**	**100.0%**	**－0.010**	**－13.6%**

注：各対応時の比率は，各対応時の酸性化合計値に対する比率を示したものである。

性化ポテンシャルは，個別対応時 0.073 t-SO_2-eq/ha，OFS 参加時 0.063 t-SO_2-eq/ha であった。環境負荷削減効果は－13.6%であり，酸性化ポテンシャル減少が確認された。酸性化に対する各環境負荷の寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，NH_3 が 84.6～86.4%，NO_x が 10.7～12.2%，SO_x が 2.9～3.2%であった。酸性化の主要な排出源は，飼養管理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 42.4～45.9%），ふん尿処理ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3（寄与率 25.7～27.9%）であった。これらの酸性化に対する寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，合計 68.1～73.7%であった。なお，第Ⅳ，Ⅴ章と異なり，飼料生産ステージにおける購入肥料から排出される NH_3 は寄与率 1.0～9.2%に過ぎず，主要な排出源ではなかった。これは，北海道興部町の土壌が肥料成分を流亡させにくい重粘土壌であること等のために（北海道農政部［2002］），購入肥料投入量が少なかったことに起因すると推察される。

なお，構成農家の OFS 参加による酸性化減少の主因として，以下の点が考えられる。第 1 に，OFS 参加で自給飼料の一括生産，TMR 製造・配送が行われるようになり，購入肥料，購入飼料投入量が減少したことから，それらに係る環境負荷排出量（特に購入肥料からの NH_3）が減少した点である。第 2 に，分離給与から TMR 給与になったことで搾乳牛ふん尿排出係数が微減し，家畜ふん尿排出量減少に繋がったことから，各ステージにおける家畜ふん尿から排出される NH_3 が減少した点である。

3）富栄養化の計測結果

表 6－11 は，OFS と構成農家における富栄養化の計測結果である。OFS と構成農家における富栄養化ポテンシャルは，個別対応時 0.180 t-PO_4-eq/ha，OFS 参加時 0.151 t-PO_4-eq/ha であった。環境負荷削減効果は－16.0%であり，富栄養化ポテンシャル減少が確認された。富栄養化に対する各環境負荷の寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，T-P が 46.9～47.2%，T-N が 45.2～45.7%，NH_3 が 6.6%，NO_x が 0.8～0.9%であった。富栄養化の主要な排出源は，Farm Gate Balance による T-P，T-N であり，第Ⅴ章の分析結果と同様である[*35]。これらの富栄養化に対する寄与率は，各対応時で大きな変化はなく，合計 92.4～92.6%であった。以下では，T-N と T-P について，Farm Gate Balance の計測結果から詳しくみていく。

a）T-N の計測結果

表 6－12 は，OFS と構成農家における T-N の計測結果である。OFS と構成農家における T-N は，個別対応時 0.196 tN/ha，OFS 参加時 0.162 tN/ha であった。環境負荷削減効果は

表 6－11　OFS と構成農家における富栄養化の計測結果

区　　分	個別対応時 ①		OFS 参加時 ②		変化量 ②－①	変化率 (②－①)/①
NO_x 排出量小計（t-PO_4-eq/ha）	**0.001**	**0.8%**	**0.001**	**0.9%**	**0.000**	**－1.5%**
うち電力（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
うち軽油（t-PO_4-eq/ha）	0.001	0.6%	0.001	0.7%	0.000	0.0%
うち灯油（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
うち購入飼料（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.2%	0.000	0.2%	0.000	－6.9%
うち購入肥料（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
うち農薬（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.0%	0.000	0.0%	0.000	0.0%
NH_3 排出量小計（t-PO_4-eq/ha）	**0.012**	**6.6%**	**0.010**	**6.6%**	**－0.002**	**－15.4%**
うち成牛舎，育成舎，肉牛舎：飼養管理ステージ(t-PO_4-eq/ha)	0.006	3.2%	0.005	3.6%	0.000	－6.6%
うち堆肥，液肥：ふん尿処理ステージ（t-PO_4-eq/ha）	0.004	2.0%	0.003	2.2%	0.000	－6.1%
うち液肥：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha）	0.001	0.5%	0.001	0.6%	0.000	－7.5%
うち放牧牛ふん尿：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha）	0.000	0.2%	0.000	0.2%	0.000	－1.9%
うち購入肥料：飼料生産ステージ（t-PO_4-eq/ha）	0.001	0.7%	0.000	0.1%	－0.001	－90.7%
T-N（t-PO_4-eq/ha）	**0.082**	**45.7%**	**0.068**	**45.2%**	**－0.014**	**－17.0%**
T-P（t-PO_4-eq/ha）	**0.084**	**46.9%**	**0.071**	**47.2%**	**－0.013**	**－15.4%**
富栄養化合計（t-PO_4-eq/ha）	**0.180**	**100.0%**	**0.151**	**100.0%**	**－0.029**	**－16.0%**

注：各対応時の比率は，各対応時の富栄養化合計値に対する比率を示したものである。

表 6－12　OFS と構成農家における T-N の計測結果

区　　分	個別対応時 ①		OFS 参加時 ②		変化量 ②－①	変化率 (②－①)/①
投入窒素量（tN/ha）	**0.293**	**100.0%**	**0.258**	**100.0%**	**－0.035**	**－11.9%**
うち購入飼料（tN/ha）	0.170	58.1%	0.170	65.9%	0.000	0.0%
うち購入敷料（tN/ha）	0.001	0.2%	0.001	0.2%	0.000	0.0%
うち購入肥料（tN/ha）	0.038	13.1%	0.004	1.4%	－0.035	－90.7%
うち導入牛（tN/ha）	0.001	0.3%	0.001	0.3%	0.000	0.0%
うち降水（tN/ha）	0.010	3.5%	0.010	4.0%	0.000	0.0%
うち窒素固定（tN/ha）	0.073	24.8%	0.073	28.2%	0.000	0.0%
産出窒素量（tN/ha）	**0.097**	**100.0%**	**0.096**	**100.0%**	**－0.002**	**－1.6%**
うち生乳（tN/ha）	0.051	52.8%	0.051	53.6%	0.000	0.0%
うち牛個体（tN/ha）	0.010	10.8%	0.010	10.9%	0.000	0.0%
うち販売飼料（tN/ha）	0.000	0.0%	0.003	3.5%	0.003	—
うち窒素揮散（tN/ha）	0.035	36.5%	0.031	31.9%	－0.005	－13.8%
T-N（tN/ha）	**0.196**	**—**	**0.162**	**—**	**－0.033**	**－17.0%**

注：1）T-N（余剰窒素量）は，投入窒素量から産出窒素量を差し引いたものである。2）窒素揮散には，LCA で計測された N_2O-N 量と NH_3-N 量の合計値を計上した。3）各対応時の比率は，各対応時の投入窒素量または産出窒素量に占める各項目の比率を示したものである。

－17.0%であり，T-N 減少が確認された。投入窒素量の内訳をみると，購入飼料（58.1～65.9%），窒素固定（24.8～28.2%），購入肥料（1.4～13.1%）で合計 95.5～96.0%を占めており，その他の項目の占める割合（合計 4.0～4.5%）は小さかった。産出窒素量の内訳をみると，生乳（52.8～53.6%）と窒素揮散（31.9～36.5%）で合計 85.5～89.2%を占めており，牛個体と販売飼料の占める割合（合計 10.8～14.5%）は小さかった。

各項目の変化率をみると，投入窒素量－11.9%（購入肥料による減少），産出窒素量－1.6%（窒素揮散による減少）であり，投入窒素量減少率は産出散窒素量減少率を上回っていた。以上から，T-N 減少の主因は，購入肥料の投入窒素量減少であると考えられる。

b）T-P の計測結果

表 6－13 は，OFS と構成農家における T-P の計測結果である。OFS と構成農家における T-P は，個別対応時 0.028 tP/ha,OFS 参加時 0.023 tP/ha であった。環境負荷削減効果は－15.4%であり，T-P 減少が確認された*36。投入リン量の内訳をみると，購入飼料（72.3～79.3%）と購入肥料（19.1～26.2%）で合計 98.4～98.5%を占めており，その他の項目の占める割合（合計 1.5～1.6%）は小さかった。産出リン量の内訳をみると，生乳（71.1～74.6%）の方が，牛個体（24.2～25.4%）と販売飼料（0.0～4.7%）よりも大きな割合を占めていた。

各項目の変化率をみると，投入リン量－8.7%（購入肥料による減少），産出リン量 4.9%（販売飼料による増加）であり，投入リン量の減少に加えて産出リン量が増加したことから，T-P は減少した。購入肥料の投入リン量減少の方が，販売飼料の産出リン量増加よりも大きいことから，T-P 減少の主因は，購入肥料の投入リン量減少であると考えられる。

b．飼料生産協業組織化の取り組みにおける持続可能性

以上の分析結果から，構成農家が OFS に参加することで，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された（図 6－4）。環境負荷削減効果は，富栄養化，酸性化，地球温暖化の順に大きかった。

構成農家の OFS 参加による環境負荷削減の主因は，分析結果から概ね 2 点にまとめられる。第 1 に，OFS に参加することで購入肥料投入量が減少したことから，購入肥料に起因する環境

表 6－13　OFS と構成農家における T-P の計測結果

区　　分	個別対応時 ①		OFS 参加時 ②		変化量 ②－①	変化率 (②－①)/①
投入リン量（tP/ha）	**0.041**	**100.0%**	**0.037**	**100.0%**	**－0.004**	**－8.7%**
うち購入飼料（tP/ha）	0.030	72.3%	0.030	79.3%	0.000	0.0%
うち購入敷料（tP/ha）	0.000	0.3%	0.000	0.4%	0.000	0.0%
うち購入肥料（tP/ha）	0.011	26.2%	0.007	19.1%	－0.004	－33.4%
うち導入牛（tP/ha）	0.000	0.6%	0.000	0.7%	0.000	0.0%
うち降水（tP/ha）	0.000	0.6%	0.000	0.6%	0.000	0.0%
産出リン量（tP/ha）	**0.014**	**100.0%**	**0.014**	**100.0%**	**0.001**	**4.9%**
うち生乳（tP/ha）	0.010	74.6%	0.010	71.1%	0.000	0.0%
うち牛個体（tP/ha）	0.003	25.4%	0.003	24.2%	0.000	0.0%
うち販売飼料（tP/ha）	0.000	0.0%	0.001	4.7%	0.001	—
T-P（tP/ha）	**0.028**	**—**	**0.023**	**—**	**－0.004**	**－15.4%**

注：1）T-P（余剰リン量）は，投入リン量から産出リン量を差し引いたものである。2）各対応時の比率は，各対応時の投入リン量または産出リン量に占める各項目の比率を示したものである。

負荷排出量（CO_2，NO_x，SO_x，N_2O，NH_3，T-N，T-P）が減少した点である。第 2 に，OFS に参加することで分離給与から TMR 給与になり，飼料利用率が向上したため，家畜ふん尿排出量が減少し，各ステージにおける家畜ふん尿から排出される環境負荷排出量（CH_4，N_2O，NH_3）が減少した点である。なお，地球温暖化の環境負荷削減効果が酸性化や富栄養化と比べて限定的なものに留まったのは，購入肥料費，購入飼料費，家畜ふん尿排出量減少による地球温暖化に影響を与える環境負荷（CO_2，CH_4，N_2O）の排出量減少が，酸性化や富栄養化に影響を与える環境負荷の排出量減少（特に NH_3，T-N，T-P）に対して非常に小さかったからである。

一方，構成農家の OFS 参加による経営経済面のメリットについて考察すると以下のようになる。荒木・田中［2001］によると，OFS 設立以前の 1997 年から OFS 設立後の 2000 年にかけての構成農家の農業所得について，構成農家

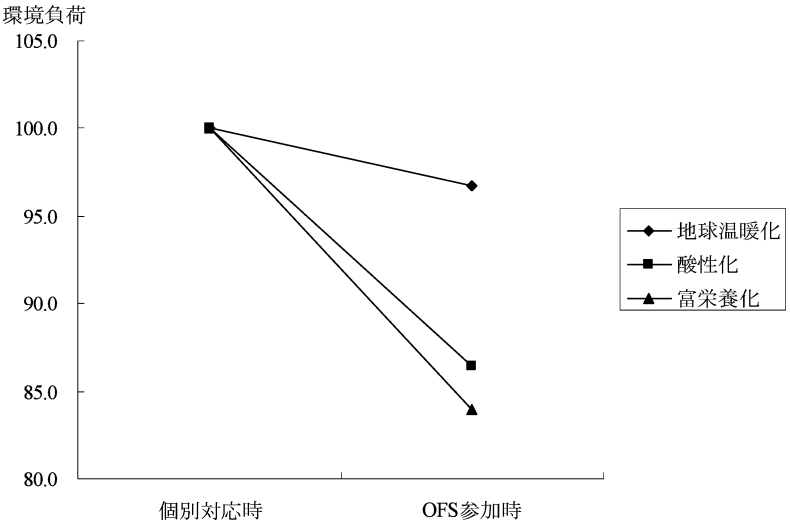

図 6－4　構成農家の OFS 参加による環境負荷削減効果（個別対応時＝100）

1戸当たり平均536万円/戸の増加が確認できる。また，2000年度のOFSの運営収支をみると，経常利益は267万円の赤字になっているが，OFSの経営は構成農家の経営と独立したものであり，また，構成農家全体の農業所得増加分はOFSの経常利益の赤字分を大きく上回っていた。それゆえ，OFSと構成農家における飼料生産協業組織化の取り組みは，全般的にみて経営経済面でメリットがある取り組みであると考えられる。以上から，飼料生産協業組織化に取り組む酪農経営は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが示唆された。

なお，OFSの設立にあたっては，設立時の資金不足の問題が指摘されている。荒木・田中［2001］によると，1998年の事業開始時の費用1億1,600万円のうち，補助金が付いたのは2,300万円と約2割に過ぎなかった。特に，金額の大きいバンカーサイロや飼料調製庫といった大規模施設整備に補助金が付かなかったことが自己負担額を大きくした。それゆえ，自己負担額9,300万円の9割以上を融資に頼らざるを得なかった。OFS設立当時は構成農家5戸であったことから，構成農家1戸当たり自己負担額は2,000万円近くとなる。決して少なくない負担であり，このような資金的制約が飼料生産協業組織の設立を困難にする可能性がある。そこで，もし飼料生産協業組織設立時の資金調達に対して，高額な大規模施設整備に対する補助事業が政策的支援策として導入されるならば，飼料生産協業組織設立時の資金負担が軽減されることで飼料生産協業組織化が促進され，酪農環境問題の緩和に対してより一層資するものと推察される。

E．ま と め

本章の目的は，LCAを用いて酪農経営の飼料生産協業組織化による環境問題緩和を総合的に定量評価することであった。

本章のLCAでは，OFSとOFSに参加する構成農家を飼料生産協業組織化の事例として分析し，分析対象年は2001年とした。LCAの分析においては，機能単位として耕地面積1haを設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の3つの環境影響カテゴリーを定量化した。

分析結果から，OFSに構成農家が参加することで，地球温暖化で－3.3%，酸性化で－13.6%，富栄養化で－16.0%の環境負荷削減効果が示され，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された。環境負荷削減効果は，富栄養化，酸性化，地球温暖化の順に大きかった。構成農家のOFS参加による環境負荷削減は，第1に，OFSに参加することで購入肥料投入量が減少したことから，購入肥料に起因する環境負荷排出量が減少したこと，第2に，OFSに参加することで分離給与からTMR給与になり，飼料利用率が向上したため，家畜ふん尿排出量が減少し，各ステージにおける家畜ふん尿から排出される環境負荷排出量が減少したことが主因として推察された。また，経営経済面では，構成農家のOFS参加は，構成農家に農業所得増加をもたらし，その増加分はOFSの経常利益赤字分よりもはるかに大きい。それゆえ，OFSと構成農家による飼料生産協業組織化は，全般的にみて，経営経済面の持続可能性を十分担保している取り組みであると考えられた。

以上から，飼料生産協業組織化に取り組む酪農経営は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが明らかになった。なお，飼料生産協業組織設立時に高額な大規模施設整備に対する補助事業が導入されるならば，飼料生産協業組織化が促進され，酪農環境問題緩和に対してより一層資するものと推察された。

注

*1 OFSの取り組みについては，荒木・田中［2001］に詳しい。

*2 ただし，8戸の構成農家のうちの1戸は，2002年1月に正式に加入している。ただし，この構成農家は，2001年の時点でOFSに農地の貸付を行い，一部飼料の供給をOFSから受けていた。それゆえ，この構成農家も本章の分析対象に含める。また，乳肉複合経営を行っている構成農家も1戸あるが，本章では，便宜上酪農経営と呼称する。

*3 荒木・田中［2001］は，生産された粗飼料が

TMR 製造に用いられることで，収穫物への個人所有意識と農地の個人所有意識両方がなくなると指摘している。

*4 2001 年における OFS のコントラクター受託面積は，1 番草受託面積 147.0 ha，2 番草受託面積 50.0 ha，デントコーン受託面積 16.3 ha であった（OFS 資料）。

*5 農業機械は OFS 自身が所有するか，各構成農家が所有するものを一括して借り受けている。

*6 未経産牛（2 歳以上）と育成牛（2 歳未満）に分割されたデータが得られなかったので，以下の分析において，未経産牛は育成牛と同じ経営管理であると仮定した。ただし，未経産牛頭数は総飼養頭数の 3.2%を占めるに過ぎないことから，この仮定による LCA の計測結果への影響はほとんどないと考えられる。

*7 成牛舎を改造し，育成舎に充てている構成農家もある。

*8 ただし，酪農経営 B，E，H はパドック放牧である。

*9 デントコーンを中心とした購入種子は，全体に対して大きな影響を与えないと考えられることから省略した。

*10 計上した軽油投入量には，OFS がコントラクター受託作業で用いた分も含まれる。本来であれば，コントラクター受託作業で用いた軽油は，本章で設定された酪農経営システム外での使用分であるので除外すべきであるが，データ制約から除外できなかった。

*11 購入肥料リン量の計上では，リン酸に原子量の比 62/142 を乗じてリンに換算した。なお，本章における購入肥料投入量は，第Ⅴ章の「マイペース酪農」に取り組む事例農家と比べるとかなり低い水準にある。その理由の 1 つとして，各地域における土壌の違いが考えられる。すなわち，「マイペース酪農」が取り組まれている北海道根釧地域の火山性土壌よりも，OFS と構成農家が位置する北海道興部町の重粘土壌の方が肥料成分を流亡させにくいと考えられることである（北海道農政部［2002］）。

*12 購入敷料（オガクズ）については，以下の理由から費用データを用いることによる環境負荷の間接排出分（CO_2，NO_x，SO_x）を計測しない。第 1 に，オガクズは製材過程で発生する廃棄副産物であり，厳密には生産物ではないからである。第 2 に，構成農家における敷料投入は，自給敷料の乾草がその多くを占めており，オガクズ投入量は全体の敷料投入量に対し小さく，全体の結果に大きな影響を与えないと考えられるからである。第 3 に，オガクズが廃棄副産物であること等のデータ制約上，環境負荷排出量の計測が困難であるからである。

*13 データ制約から，導入牛における環境負荷の間接排出分（CO_2，NO_x，SO_x）は計測しない。ただし，Farm Gate Balance における T-N，T-P の計測においては，導入牛窒素，リン量を計上する。

*14 和牛繁殖牛は肉牛 2 歳以上，和牛肥育牛は肉牛 2 歳未満と仮定した（OFS 資料）。

*15 家畜ふん尿リン量については，個別対応時の環境負荷排出量を推定する際に用いた。

*16 詳細は第Ⅳ章と図 4－3 を参照。

*17 飼養管理ステージにおけるこれらの敷料からの環境負荷排出はないものと仮定した。

*18 推定精度の向上のために，増田他［2003］で用いられた計測方法について，環境負荷排出源の細分化や追加，根拠とした文献の再精査に伴う環境負荷排出係数変更等を行った。本章の計測結果は，増田他［2003］よりも全体的に増加した。特に，本章の T-N，T-P については，Farm Gate Balance による余剰窒素，リン量を計上しており，増田他［2003］で家畜ふん尿流出率を仮定して推定された T-N，T-P よりも大幅に増加した。本章の Farm Gate Balance は，増田・宿野部［2004］による計測方法をベースとしているが，LCA では原則として生産物を扱うことから，死廃牛を分析から除外した。また，窒素固定係数を比較的低い値のものに変更し，窒素固定量の過大推計を修正した。

*19 ただし，和牛繁殖牛は繁殖雌牛 1 歳以上の CH_4 排出係数を，和牛肥育牛は肥育牛 1 歳

以上と1歳未満のCH_4排出係数の平均値を用いた（環境省［2002］）。

*20 詳細は第Ⅳ章と図4－4を参照。

*21 飼料生産ステージにおける放牧牛尿からのNH_3排出係数は，杉本他［1993］によるNH_3-N揮散率の推定関数（$Y=0.987\times X-5.92$，$r=0.999$）から求めた。ただし，Y：NH_3-N揮散率（%），X：平均気温（℃））。具体的には，構成農家における放牧期間5～10月の分析対象期間内平均気温13.1℃（オホーツク農業科学研究センター資料）を代入して求めた。

*22 ただし，構成農家における購入肥料は，家庭用の野菜，花卉等の肥料であるので除外した。

*23 イネ科牧草はチモシーとオーチャードグラス，マメ科牧草は白クローバ，赤クローバ，アルファルファである（オホーツク農業科学研究センター資料）。

*24 ただし，青草販売分はロールベール調製を仮定した（OFS資料）。なお，構成農家における販売飼料はなかった。販売敷料については，構成農家間における敷料融通があったが，酪農経営システム外に販売されたものはなかったので除外した。

*25 富栄養化のT-N，T-Pには，Farm Gate Balanceから求めた余剰窒素，リン量を計上した。

*26 投入される購入飼料窒素，リン量の合計値は変化しないと仮定した。

*27 個別対応時における自給飼料のTDN（合計1,521.4t-TDN）は，生産された粗飼料から調製されたTDN（合計TDN 1,625.2t-TDN）からOFS参加時に敷料にまわされた乾草のTDN（合計103.7t-TDNを）を差し引いて求めた。

*28 自給飼料過剰分は，各構成農家内に留まるもの，つまり，販売飼料やその他一切の融通はないと仮定した。なお，酪農経営Cにおいて123.6t-TDNの自給飼料過剰が発生したが，酪農経営Cが個別に購入していた購入飼料については，OFS参加時と変化しないものと仮定した。

*29 構成農家が個別に購入していた分の購入飼料費とTDNから，TDN当たり購入飼料費を求めた。

*30 以上の試算によると，構成農家における追加的な購入飼料費は，OFSがTMR調製のために用いていた購入飼料費よりも15.8%増加した（購入飼料費総額では，7.4%増加）。

*31 OFS参加時，堆肥は飼料畑，液肥は採草地に施用されていた。購入肥料については，地目別の施用量が不明のため，一律に施用されるものと仮定した。

*32 堆肥は飼料畑，液肥は採草地に施用されるものとし，飼料畑を有しない構成農家では，堆肥も採草地に施用されるものと仮定した。

*33 自給肥料過剰分も各構成農家の農地に施用されると仮定した。ただし，過剰施肥になったとしても，自給飼料収量は変化しないと仮定した。

*34 以上の試算によると，購入肥料は，飼料畑を持たない酪農経営A，H以外の全ての構成農家で追加的な投入が必要とされた。また，構成農家における追加的な購入肥料費は，OFSにおける購入肥料費よりも0.02%増加した。

*35 Farm Gate BalanceからT-NとT-Pは，農場から流出しうるポテンシャル量として実際の流出量よりも過大評価されている。それゆえ，寄与率が非常に高くなっている。

*36 OFSと構成農家における乳牛飼養密度の方が，「マイペース酪農」を取り組む事例農家における低投入酪農期の乳牛飼養密度（第Ⅴ章参照）よりも高いにも関わらず，本章のOFS参加時におけるT-Pは，事例農家の低投入酪農期におけるT-Pよりも低い水準にあった。その主因として，各分析対象で投入される購入肥料リン量の違いが考えられる。前述したように，「マイペース酪農」が取り組まれている北海道根釧地域の火山性土壌よりも，OFSと構成農家が位置する北海道興部町の重粘土壌の方が肥料成分を流亡させにくいと考えられることから（北海道農政部［2002］），OFSと構成農家では，投入する

購入肥料リン量を相対的に少なくしていると推察される。

第VII章　要約及び結論

本論文の課題は，酪農経営における環境問題を総合的に定量評価し，持続可能な酪農経営に対して示唆を与えることであった。以下では，各章を要約し，結論を述べる。

第 I 章では，本論文の背景を述べた上で関連する既存研究の成果を整理し，以上を踏まえて本論文における課題の設定と分析対象の限定，論文構成を述べた。なお，本論文における持続可能な酪農経営とは，環境保全面と経営経済面が両立する酪農経営と定義した。

第II章では，わが国における酪農環境問題の発生とそのメカニズムについて整理した。わが国における酪農経営は，各種の環境関係法によって規制されているが，特に，家畜ふん尿について規制されていることが明らかになった。このような環境規制は，酪農経営に対する苦情発生が家畜ふん尿に起因するもの（水質汚濁，悪臭等）に集中していることに対応していると推察される。近年では，酪農環境問題を地球温暖化，酸性化，富栄養化といった国際的な環境問題として取り上げる必要が出てきたが，現在のところ，わが国における環境規制及び地域住民の認識は，家畜ふん尿による局所的な酪農環境問題に焦点が当てられるに留まっている。今後，地球温暖化のように国際的な環境対策が求められることを鑑みれば，わが国においても局所的な酪農環境問題への対応だけではなく，国際的な酪農環境問題への対応が必要になると推察される。その際，本論文における酪農環境問題の総合的な定量評価は，わが国において持続可能な酪農経営を展開する上で有益な示唆を与えうると考えられた。

第Ⅲ章では，本論文の分析手法である LCA の概要を整理した上で，酪農経営の LCA における分析枠組みを概説した。本論文は，酪農経営における環境問題を総合的に定量評価することを意図しており，地球温暖化，酸性化，富栄養化といった国際的な酪農環境問題を定量的に把握する必要がある。そこで，環境経済学における物質代謝論アプローチに属すると考えられ，製品のライフサイクルを通じての環境影響を定量的に評価する手法である LCA は，本論文の分析手法として最も適していると考えられた。また，わが国の農業分野における LCA 研究は，インベントリデータの整備，研究事例の蓄積，評価項目の拡張が必要な段階にあることが明らかになった。そこで，本論文において酪農経営に LCA を適用することは，わが国における農業分野の LCA 研究に対する事例蓄積の 1 つとなり，また，持続可能な酪農経営確立に寄与するものと考えられた。

第Ⅳ章では，LCA を用いて北海道酪農の乳牛頭数規模拡大による環境問題悪化を総合的に定量評価した。第Ⅳ章の LCA では，北海道酪農の事例地域として北海道根室支庁を選択し，分析対象期間は 1975～94 年とした。LCA の分析においては，機能単位として耕地面積 1 ha を設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。分析結果から，1994 年における北海道根室支庁の酪農経営では，対 1975 年比で地球温暖化は 48.0%，酸性化は 72.9%，富栄養化は 242.9%増加していたことが示され，全ての環境影響カテゴリーが増加傾向にあったことが確認された。以上から，北海道酪農では，乳牛頭数規模が拡大するにつれて環境保全的ではない，すなわち持続可能ではない方向に酪農経営を展開してきたことが明らかになった。

第Ⅴ章では，LCA を用いて酪農経営の低投入型酪農転換による環境問題緩和を総合的に定量評価した。第Ⅴ章の LCA では，「マイペース酪農」を低投入型酪農の事例として分析し，分析対象期間は 1991～1999 年とした。LCA の分析においては，機能単位として耕地面積 1 ha を設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。分析結果から，事例農家の「マイペース酪農」転換によって，地球温暖化で－24.0%，酸性化で－33.2%，富栄養化で－29.2%の環境負荷削減効果が示され，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された。また，経営経済面では，第Ⅴ章で分析した事例農家の農業所得は，「マイ

ペース酪農」転換によって減少したとはいえ，一般的には農業所得が増加する取り組みである「マイペース酪農」に転換した酪農経営の平均農業所得よりも高い水準を維持していたことから，経営経済面の持続可能性を十分担保していると考えられた。以上から，低投入型酪農に取り組む酪農経営は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが明らかになった。

第Ⅵ章では，LCA を用いて酪農経営の飼料生産協業組織化による環境問題緩和を総合的に定量評価した。第Ⅵ章の LCA では，オコッペフィードサービス（以下，OFS とする）と OFS に参加する構成農家を飼料生産協業組織化の事例として分析し，分析対象年は 2001 年とした。LCA の分析においては，機能単位として耕地面積 1 ha を設定し，地球温暖化，酸性化，富栄養化の 3 つの環境影響カテゴリーを定量化した。分析結果から，OFS に構成農家が参加することで，地球温暖化で－3.3%，酸性化で－13.6%，富栄養化で－16.0%の環境負荷削減効果が示され，全ての環境影響カテゴリーで環境負荷削減効果が確認された。また，経営経済面では，構成農家の OFS 参加は，構成農家に農業所得増加をもたらし，その増加分は OFS の経常利益赤字分よりもはるかに大きい。それゆえ，OFS と構成農家による飼料生産協業組織化は，全般的にみて，経営経済面の持続可能性を十分担保している取り組みであると考えられた。以上から，飼料生産協業組織化に取り組む酪農経営は，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営であることが明らかになった。

以上の本論文における最大の貢献は，北海道酪農における環境問題悪化と，低投入型酪農転換及び飼料生産協業組織化による環境保全面でのメリットを，LCA を適用することで初めて総合的かつ定量的に明らかにした点である。そして，第Ⅰ章で設定した課題に対する本論文の結論は，以下のようにまとめることができる。

北海道酪農における環境問題は，一連のふん尿処理対策を踏まえても，乳牛頭数規模拡大によって悪化の一途を辿っている。このため，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営に取り組む必要が出てきた。本論文で評価した個別対応による低投入型酪農転換と組織対応による飼料生産協業組織化は，今後の北海道酪農において，環境保全面と経営経済面が両立する持続可能な酪農経営を展開する上でのモデルケースになると考える。

個別対応による低投入型酪農転換は，乳牛頭数規模を縮小させ，低泌乳化するという取り組みである。それゆえに環境負荷削減効果は大きいが，これまでの乳牛頭数規模拡大，高泌乳化という経営展開とは全く反対の経営展開を取らなければならない。従って，農業所得減少等への懸念から，低投入型酪農転換への意志を持っていたとしても，その決断を下すに至らない酪農経営も少なくないと推察される。しかし，EU が実施しているような環境保全型農業への直接支払制度が導入されるならば*1，低投入型酪農転換による農業所得減少等への懸念が軽減し，低投入型酪農への転換が促進されると考える。

組織対応による飼料生産協業組織化は，低投入型酪農転換のようにこれまでの乳牛頭数規模拡大，高泌乳化という経営展開に対し，大きな変更を迫るものではない。それゆえ，飼料生産協業組織化は，乳牛頭数規模縮小，低泌乳化という経営転換が行われる低投入型酪農転換ほどには大きな環境負荷削減効果を得られないものの（図 5－3 と図 6－4 を比較），一方で，低投入型酪農転換における農業所得減少等への懸念は相対的に少ないと推察される。とはいえ，飼料生産協業組織設立にあたっては，高額な大規模施設整備のための資金調達等が問題となる。このため，飼料生産協業組織設立時における高額な大規模施設整備に対する補助政策は，飼料生産協業組織化を促進すると考える。

ただし，酪農経営が，以上のような酪農環境問題緩和のための取り組みを行ったとしても，耕地面積は一定のままで乳牛頭数規模をさらに拡大した場合は，環境負荷排出量がより一層増加してしまう恐れもある。北海道酪農の環境問題悪化は，乳牛頭数規模拡大率が耕地面積拡大率を上回ったことを主因として引き起こされていた。それゆえ，EU と同様に乳牛飼養密度に一定上限を設けるといった環境規制導入を視野に

入れた経営をいかに展開していくのかということが，今後のわが国において，持続可能な酪農経営を展開していく上での最重要な論点の１つになっていくものと考える。

注

*1 わが国において環境保全型農業への直接支払制度が導入される場合，自給率向上に資する取り組みであることが重要な支払い要件となっていく可能性もあろう。本論文で事例とした持続可能な酪農経営の取り組みについて鑑みると，低投入型酪農転換では放牧活用，飼料生産協業組織化ではデントコーン栽培という飼料自給率向上に資する取り組みも同時に行っている。

引用文献

1）Aarts, H. F. M., Habekotté, B., Hilhorst, G. J., Koskamp, G. J., van der Schans, F. C., and de Vries, C. K.［1999］“Efficient resource management in dairy farming on sandy soil,” *Netherlands Journal of Agricultural Science*, Vol.47, pp.153-167.

2）荒木和秋・田中義人［2001］「飼料生産・TMR 製造協業による農場制農業への取り組み」『農―英知と進歩―』No.259，pp.2-41.

3）Bouwman, A. F., Lee, D. S., Asman, W. A. H., Dentener, F. J., van der Hoek, K. W., and Olivier, J. G. J.［1997］“A global high-resolution emission inventory for ammonia,” *Global Biogeochemical Cycles*, Vol.11, pp.561-587.

4）Bussink, D. W., and Oenema, O.［1998］“Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas: a review,” *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.51, pp.19-33.

5）Cederberg, C., and Mattsson, B.［2000］“Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming,” *Journal of Cleaner Production*, Vol.8, pp.49-60.

6）Cederberg, C., and Stadig, M.［2003］“System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.8, pp.350-356.

7）畜産技術協会[2002]『畜産における温室効果ガスの発生制御（総集編)』，畜産技術協会，東京.

8）陳杰・小林久［2002］「穀物の国内輸送における過分な物流に伴うエネルギー消費の推計―農産物供給のライフサイクル分析に関する基礎的検討―」『環境情報科学論文集』Vol.16，pp.79-84.

9）CML［2002］“Characterisation factors from LCA handbook,” In *http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html*, CML, Leiden.

10）中央畜産会[2001]『堆肥化施設設計マニュアル二版』，中央畜産会，東京.

11）Dalgaard, T., Halberg, N., and Kristensen, I. S.［1998］“Can organic farming help to reduce N-losses?,” *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol.52, pp.277-287.

12）De Boer, I. J. M.［2003］“Environmental impact assessment of conventional and organic milk production,” *Livestock Production Science*, Vol.80, pp.69-77.

13）Field, B. C.［1997］*Environmental Economics: An Introduction Second Edition*, The McGraw-Hill Companies, New York（秋田次郎・猪瀬秀博・藤井秀昭訳[2002]『環境経済学入門』，日本評論社，東京).

14）福原道一[1999]「農林水産業における LCA の適用」『農林水産技術研究ジャーナル』Vol.22，No.10，pp.5-8.

15）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., Schroder, M., Linkert, K. H., Pedersen, S., Takai, H., Johnsen, J. O., and Wathes, C. M.

［1998］“Concentrations and emissions of ammonia in livestock buildings in northern Europe,” *Journal of Agricultural Engineering Research*, Vol.70, pp.79-95.

16）Haas, G., Wetterich, F., and Geier, U.［2000］“Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol.5, pp.345-348.

17）Haas, G., Wetterich, F., and Köpke, U.［2001］“Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment,” *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.83, pp.43-53.

18）羽賀清典・和木美代子［2000］「肥育牛のふん尿堆肥化におけるエミッションのLCA」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp.116-125.

19）袴田共之[1993]「農業生産における肥料に関するエネルギー投入について2　農村地域における肥料・施肥とエネルギー」『日本土壌肥料学雑誌』Vol.64，pp.194-205.

20）Halberg, N., Kristensen, E. S., and Kristensen, I. S.［1995］“Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms,” *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, Vol.8, pp.30-51.

21）畠山尚史[2005]『酪農経営の成長と財務』，酪農総合研究所，札幌.

22）Hayashi, K., and Kawashima, H.［2004］“Environmental impacts of fertilizer and pesticide application in greenhouse tomato production: evaluation of alternative practices,” *Proceedings of The Sixth International Conference on EcoBalance*, CD-ROM.

23）林孝［2000］「肉牛生産のLCAと環境影響評価」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp.100-115.

24）林岳[2002]「地域における環境経済統合勘定の理論と実証に関する研究」『北海道大学大学院農学研究科邦文紀要』Vol.24，pp.225-301.

25）林岳・久保香代子・合田素行［2004］「地域における有機性資源リサイクルシステムの定量的評価―宮崎県国富町を事例として―」『2004年度日本農業経済学会論文集』，pp.277-281.

26）林岳・山本充・増田清敬［2003］「廃棄物勘定による農業の有機性資源循環システムの把握」『2003年度日本農業経済学会論文集』，pp.338-340.

27）Hayashi, T., Yamamoto, M., and Masuda, K.［2004］“Evaluation of the recycling of biomass resources by using the waste account,” *Studies in Regional Science*, Vol.34, No.3, pp.289-295.

28）日向貴久[2004]「酪農経営のふん尿処理を対象としたLCA―バイオガスシステムの温暖化ガスインベントリ分析と比較―」『2004年度日本農業経済学会論文集』，pp.337-341.

29）平井康宏・村田真樹・酒井伸一・高月紘[2001]「食品残渣を対象とした循環・資源化処理方式のライフサイクルアセスメント」『廃棄物学会論文誌』Vol.12，pp.219-228.

30）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』Vol.33，pp.45-52.

31）北海道電力［2004］『ほくでん環境行動レポート2004』，北海道電力，札幌.

32）北海道農政部[2002]『北海道施肥ガイド』，北海道農政部，札幌.

33）北海道立根釧農業試験場研究部土壌肥料科[1999]「酪農経営における窒素フロー―根釧農試における事例―」『北海道農業試験会議（成績会議）資料』，pp.1-41.

34）北海道立根釧農業試験場研究部経営科[2005]「環境会計手法を用いた家畜ふん尿用バイオガスシステムの評価」『北海道農業試験会議（成績会議）資料』，pp.1-22.

35）干場信司・河上博美・森田茂・野田哲治・池口厚男［2001］「酪農生産システムの複合的評価指標の提案―経営的収益性・窒素負荷量・投入化石エネルギーによる総合的評価―」『農業施設』Vol.32，pp.129-134．
36）Hospido, A., and Sonesson, U.［2005］“The environmental impact of mastitis: a case study of dairy herds,” *Science of the Total Environment*, Vol.343, pp.71-82.
37）寶示戸雅之・池口厚男・神山和則・島田和宏・荻野暁史・三島慎一郎・賀来康一［2003］「わが国農耕地における窒素負荷の都道府県別評価と改善シナリオ」『日本土壌肥料学雑誌』Vol.74，pp.467-474．
38）市田知子［2004］『EU 条件不利地域における農政展開―ドイツを中心に―』，農山漁村文化協会，東京．
39）Ikeguchi, A., and Hoshiba, S.［2002］“Evaluation of livestock housing from economics, energy and entropy,” *Journal of the Society of Agricultural Structures, Japan*, Vol.32, pp.161-170.
40）生駒泰基・村上健二・岡田邦彦・藤原隆広・佐藤文生・吉岡宏［2003］「LCA 手法を用いたキャベツ機械化一貫体系の環境負荷評価」，In *http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2002/vegetea/ve045.html*，農業・生物系特定産業技術研究機構，つくば．
41）Imura, H., Mizuno, T., and Matsumoto, T.［1997］“Study on environmental loads of foodstuff production and their trade implications for Japan,” *Journal of Global Environment Engineering*, Vol.3, pp.77-97.
42）稲生圭哉［2000］「水稲栽培における農薬利用に伴う環境影響評価」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp. 84-99．
43）井上喬二郎［1998］「農業におけるエネルギー利用の現状と展望」『農林水産技術研究ジャーナル』Vol.21，No.1，pp.13-21．
44）井上恒久・高橋義明［2000］「水稲栽培における肥料，土壌改良資材の利用に伴う環境負荷物質の収支のライフサイクル・インベントリー分析」『第 4 回エコバランス国際会議講演集』，pp.419-422．
45）石谷久・赤井誠監修［1999］『ISO 14040/JIS Q 14040　ライフサイクルアセスメント―原則及び枠組み―』，産業環境管理協会，東京．
46）石谷久・赤井誠監修［2001］『ISO 14041/JIS Q 14041＆ISO TR 14049/JIS Q TR 14049 ライフサイクルアセスメント―インベントリ分析＆適用事例―』，産業環境管理協会，東京．
47）ISO［2000a］*ISO 14042 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Life Cycle Impact Assessment*, ISO, Geneva.
48）ISO［2000b］*ISO 14043 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Life Cycle Interpretation*, ISO, Geneva.
49）岩本博幸［2002］「北海道酪農の外部不経済と費用負担に関する環境経済学的研究」，北海道大学大学院農学研究科博士論文．
50）磐田朋子・嶋田荘平・玄地裕［2004］「需給バランスを考慮した畜産系廃棄物処理システムの検討」『第 15 回廃棄物学会研究発表会講演論文集』，pp.323-325．
51）Iwata, T., Shimada, S., Genchi, Y., and Inaba, A.［2004］“Development of livestock manure disposal model taking into account the supply-demand balance,” *Proceedings of The Sixth International Conference on EcoBalance*, CD-ROM.
52）泉澤啓・佐藤好克・斎藤善則・高橋正弘［2002］「畜産系堆肥化施設の LCA による評価について」『宮城県保健環境センター年報』No.20，pp.98-102．
53）科学技術庁資源調査会編［2000］「食品成分データベース（五訂日本食品標準成分表）」，In *http://food.tokyo.jst.go.jp/*，科学技術振興機構，川口．
54）鍛冶克彦［2000］「個と環境が活きる ISO 14001―ISO 14001 に基づく環境マネ

ジメントシステムの構築―」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp. 26-44．

55）賀来康一・荻野暁史・島田和宏［2005］「LCA手法による休耕地を活用した濃厚飼料供給システムの環境評価」，In *http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2004/nilgs/ch04042.html*，農業・生物系特定産業技術研究機構，つくば．

56）Kaku, K., Ikeguchi, A., Ogino, A., Osada, T., Hojito, M., and Shimada, K.［2004］“Achieving a nitrogen balance for Japanese domestic livestock waste: testing the scenario of planting feed grain in land left fallow,” *Asian-Australasian Journal of Animal Science*, Vol.17, pp. 1026-1032.

57）金谷豊［1999］「水稲生産システムとLCA」『農林水産技術研究ジャーナル』Vol.22，pp.15-19．

58）環境省［2002］『平成14年度温室効果ガス排出量算定方法検討会農業分科会報告書』，環境省，東京．

59）環境省［2005］「気候変動枠組条約・京都議定書」，In *http://www.env.go.jp/earth/ondanka/cop.html*，環境省，東京．

60）環境省編［2004］『環境白書（平成16年版）』，ぎょうせい，東京．

61）東理裕・凌祥之・田原聖隆［2004］「農業集落排水処理および汚泥の炭化処理における環境負荷の算定」『第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集』，pp.656-658．

62）Kashimura, Y., Ito, A., and Hayama, H.［2002］“Life cycle assessment of Japanese pear cultivation,” *Proceedings of The Fifth International Conference on EcoBalance*, pp.189-190.

63）加藤（河上）博美・干場信司・野田直行・森田茂・池口厚男［2004］「多面的評価指標による飼料生産体系の異なる2地域の比較」『農業施設』Vol.35，pp.103-111．

64）河上博美・干場信司・森田茂・野田哲治・池口厚男［2003］「草地型酪農地帯の一農協加入農家群の経済性・エネルギー利用・余剰窒素による多面的評価」『農業施設』Vol. 34，pp.221-230．

65）河上博美・干場信司・吉野宣彦・石沢元勝・森田茂・小阪進一・池口厚男［1997］「経営的収益性および投入化石エネルギー量による酪農場の複合的評価」『酪農学園大学紀要自然科学編』Vol.22，pp.159-163．

66）木村康二［1993］「コメ生産における化石エネルギー消費分析」『農業経済研究』Vol.65，pp.46-54．

67）木村康二・杉本義行［1993］「農業生産における各投入要素のエネルギー原単位及びエネルギー集中度の推計」『千葉大学園芸学部学術報告』No.47，pp.247-254．

68）Kimura, S. D., and Hatano, R.［2004］“An eco-balance for impact assessment of agricultural land-use, focused on the nitrogen flow of a basin-system,” *Proceedings of The Sixth International Conference on EcoBalance*, CD-ROM.

69）気象庁［2005］「昨日までのデータ（統計値）」，In *http://www.data.kishou.go.jp/etrn/*，気象庁，東京．

70）北畠晶子・半田貴・要司［2001］「環境保全型農業におけるLCA手法の適用」『関東東海農業経営研究』No.92，pp.65-69．

71）小林久［1998］「窒素投入に関するエネルギー消費・CO_2排出のライフサイクル分析―リサイクル型農業の環境負荷に関する考察―」『農業土木学会論文集』Vol.66，pp. 51-57．

72）小林久［2000］「農村地域のエネルギー消費と炭素収支に関するライフサイクル分析の試み」『農村計画論文集』Vol.2，pp.247-252．

73）小林久［2002］「施肥に関連する流出負荷低減策のライフサイクル分析―環境保全型農業に対するライフサイクルアセスメント（LCA）適用の試み―」『環境情報科学』Vol.31，pp.77-85．

74）小林久［2004］「地域資源・地域環境評価のための物的勘定の試み―地域物質代謝構造

の分析手法開発へのアプローチ―」『環境情報科学』Vol.33，pp.67-77.
75) 小林久・阿部幸浩［2003］「農業を対象としたLCAの特殊性と推計手法に関する考察」『農業土木学会誌』Vol.71，pp.1077-1081.
76) 小林久・陳杰［2004］「農地管理の違いが土壌の炭素貯蔵量に及ぼす影響とその評価に関する考察―農業を対象とするLCA的分析における土地資源評価の意義―」『農業土木学会論文集』Vol.72，pp.217-223.
77) 小林久・佐合隆一［2001］「窒素およびリン肥料の製造・流通段階のライフサイクルにわたるエネルギー消費量とCO_2排出量の試算」『農作業研究』Vol.36，pp.141-151.
78) Kobayashi, H., and Yamada, Y.［2002］"Evaluation of energy balance and CO_2 emission in processes of the energy production from agro-byproducts," *Transactions of the Japanese Society of Irrigation, Drainage and Reclamation Engineering*, Vol.70, pp.27-33.
79) 小林恭・金谷豊・佐々木豊・関正裕［2005］「農作業による環境影響評価のためのLCAソフト」，In *http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2004/kanto/kan04002.html*，農業・生物系特定産業技術研究機構，つくば.
80) 古賀伸久［2004］「十勝地方の大規模畑作に対するLCAの適用」『北農』Vol.71，pp.8-17.
81) Koga, N., Tsuruta, H., Tsuji, H., and Nakano, H.［2003］"Fuel consumption-derived CO_2 emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan," *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.99, pp.213-219.
82) 小泉泰通［2000］「農業土木施設の環境負荷評価」『農業土木学会誌』Vol.68，pp.1257-1261.
83) 国立環境研究所［2005］「EICネット環境用語集」，In *http://www.eic.or.jp/ecoterm/*，環境情報普及センター，東京.
84) 越野正義［1992］「農業生産における肥料に関するエネルギー投入について1　肥料製造に必要なエネルギー投入量」『日本土壌肥料学雑誌』Vol.63，pp.479-486.
85) 久保繁夫・河島章二郎［2003］「微生物を利用した化学肥料削減緑化工法」『日本緑化工学会誌』Vol.28，pp.497-500.
86) 工藤卓雄［2005］「水稲直播栽培と局所施肥管理技術の導入における普及および環境影響に関する可能性評価」，北海道大学大学院農学研究科博士論文.
87) 久守藤男［1978］「農業生産における補助エネルギー手段の単位熱量」『愛媛大学総合農学研究彙報』No.21，pp.51-61.
88) 久守藤男［1994］「補助エネルギー推計方法―積み上げ方式と産業連関方式―」『農林業問題研究』No.114，pp.32-37.
89) 久守藤男［2000］『LCA手法による飽食経済のエネルギー分析―和食と洋食を比較する―』，農山漁村文化協会，東京.
90) 草場敬・早川嘉彦［1999］「北海道酪農地帯における水質保全」『畜産の研究』Vol.53，pp.865-873.
91) 楠部孝誠・椹木秀作・内藤正明［2002］「食品関連産業における循環システムの評価と飼料利用の可能性」『環境衛生工学研究』Vol.16，pp.29-34.
92) LCA実務入門編集委員会編［1998］『LCA実務入門』，産業環境管理協会，東京.
93) Lockyer, D. R., Pain, B. F., and Klarenbeek, J. V.［1989］"Ammonia emissions from cattle, pig and poultry wastes applied to pasture," *Environmental Pollution*, Vol.56, pp.19-30.
94) 前田武己・松田従三・近江谷和彦［2001］「家畜糞の堆肥化におけるアンモニア揮散（第2報）―畜糞の違いが揮散に及ぼす影響―」『農業機械学会誌』Vol.63，pp.41-47.
95) 増田清敬・宿野部猛［2004］「ミネラル収支制度のFarm Gate Balance Approachによる酪農経営の水質汚染問題に関する定量分析―北海道酪農専業地帯における飼料生

産協業組織を事例として―」『農経論叢』Vol.60，pp.161-168.
96）増田清敬・宿野部猛・出村克彦・山本康貴［2003］「LCA を用いた酪農環境問題の定量分析―北海道・オコッペフィードサービスを事例として―」『2003 年度日本農業経済学会論文集』，pp.341-346.
97）増田清敬・髙橋義文・山本康貴・出村克彦［2005a］「LCA を用いた低投入型酪農の環境影響評価―北海道根釧地域のマイペース酪農を事例として―」『システム農学』Vol.21，pp.99-112.
98）増田清敬・和田臨・山本康貴・出村克彦［2005b］「LCA を用いた地域資源循環システムの環境影響評価」『2005 年度日本農業経済学会大会報告要旨』，p.P 19.
99）松本成夫・三輪睿太郎・袴田共之［1990］「農村地域における有機物フローシステムの現存量とフロー量の推定法」『システム農学』Vol.6，pp.11-23.
100）松本亨・井村秀文［2000］「戦後日本の食生活変化とエネルギー消費に関する研究」『環境科学会誌』Vol.13，pp.455-468.
101）松本亨・岩尾拓美・大迫洋子・井村秀文［2000］「物質フロー解析（SFA）と LCA によるフードシステムの環境負荷評価に関する研究」『第 4 回エコバランス国際会議講演集』，pp.447-450.
102）松本亨・大迫洋子・井村秀文［1999］「戦後日本の食生活変化と環境負荷：主食に関わるライフサイクル CO_2 の評価」『環境システム研究』Vol.27，pp.89-96.
103）松野泰也［2005］「日本の学術雑誌に掲載された LCA 研究の論文」『日本 LCA 学会誌』Vol.1，pp.51-62.
104）松尾喜義・荒木琢也［2003］「チャ栽培体系の温室効果ガス発生量の評価」，In *http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2002/vegetea/ve047.html*，農業・生物系特定産業技術研究機構，つくば.
105）Mishima, S.［2001］“Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan,” *Soil Science and Plant Nutrition*, Vol.47, pp.157-166.
106）Misselbrook, T. H., van der Weerden, T. J., Pain, B. F., Jarvis, S. C., Chambers, B. J., Smith, K. A., Phillips, V. R., and Demmers, T. G. M.［2000］“Ammonia emission factors for UK agriculture,” *Atmospheric Environment*, Vol. 34, pp.871-880.
107）見手倉幸雄・古崎康哲・石川宗孝［2002］「ゼロエミッション型農業集落排水施設への更新と LCA 手法」『農業土木学会誌』Vol.70，pp.1085-1088.
108）三友盛行［2000］『マイペース酪農―風土に生かされた適正規模の実現―』，農山漁村文化協会，東京.
109）未踏科学技術協会・エコマテリアル研究会編［1995］『LCA のすべて―環境への負荷を評価する―』，工業調査会，東京.
110）三津橋浩行・稲葉敦［2000］「化学肥料のインベントリ分析および乳牛ふん尿処理物との比較検討」『第 4 回エコバランス国際会議講演集』，pp.631-634.
111）盛岡通・恒見清孝・吉田登・三田雅人・寺下晃司・江見淳［1998］「フードシステムにおける循環志向の廃棄物管理のライフサイクル評価」『第 3 回エコバランス国際会議講演集』，pp.189-192.
112）室山勝彦・林卓也・大口宗範・林順一［2003］「累積 CO_2 排出原単位を指標とした豆腐製造に係わる環境負荷評価」『環境科学会誌』Vol.16，pp.25-32.
113）室山勝彦・大口宗範・林卓也・林順一［2001］「累積 CO_2 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』Vol.14，pp.189-197.
114）長原歩［1998］「醤油における LCA の試み」『第 3 回エコバランス国際会議講演集』，pp.217-220.
115）長澤徹明・井上京・梅田安治・宗岡寿美［1995］「北海道東部の大規模酪農地域における河川の水質環境」『水文・水資源学会誌』Vol.8，pp.267-274.
116）中條寛［1998］「農林水産業における LCA

のこれから」『農林水産技術研究ジャーナル』Vol.21，No.1，pp.28-33.
117）中村慎一郎・近藤康之・平井康宏［2001］「厨芥処理の LCA：廃棄物産業連関の応用」『都市清掃』Vol.54，pp.186-191.
118）並河澄・大森昭一朗・米倉久雄・吉本正・内海恭三・新井肇［2000］『農学基礎セミナー　家畜飼育の基礎』，農山漁村文化協会，東京.
119）南齋規介・森口祐一・東野達［2002］『産業連関表による環境負荷原単位データブック（3EID）—LCA のインベントリデータとして—』，国立環境研究所地球環境研究センター，つくば.
120）猫本健司・干場信司・河上博美・森田茂・池口厚男［2002］「経済的収益性・投入化石エネルギー量および窒素負荷量による北海道の一酪農場の総合的評価」『農業施設』Vol.33，pp.21-26.
121）猫本健司・干場信司・河上博美・森田茂・池口厚男［2003a］「異なる糞尿処理方式をもつ北海道の酪農生産システムの経営的収益性・投入化石エネルギーおよび窒素負荷からみた評価」『農業施設』Vol.34，pp.143-149.
122）猫本健司・干場信司・田村悠子・河上博美・松本光司・森田茂［2003b］「畑酪混同地域における地域内循環による酪農場の窒素負荷低減」『農業施設』Vol.34，pp.193-198.
123）西尾道徳［1997］「環境保全型畜産の今日的意義」，西尾道徳監修『環境保全と新しい畜産』，農林水産技術情報協会，東京，pp.1-14.
124）農業技術研究機構編［2003］『日本標準飼料成分表（2001 年版）二版』，中央畜産会，東京.
125）農業環境技術研究所編［2003］『LCA 手法を用いた農作物栽培の環境影響評価実施マニュアル』，農業環境技術研究所，つくば.
126）農業・環境三法研究会編［2001］『農業・環境三法の解説』，大成出版社，東京.
127）農林水産省農林水産技術会議事務局編［1999］『日本飼養標準　乳牛（1999 年版）』，中央畜産会，東京.
128）OECD［1999］*Environmental Indicators for Agriculture: Volume 1 Concepts and Framework*, OECD Publications, Paris.
129）OECD［2001］*Environmental Indicators for Agriculture: Volume 3 Methods and Results*, OECD Publications, Paris.
130）荻野暁史［2004］「畜産における環境影響評価手法に関する研究の現状—ライフサイクルアセスメント（LCA）を中心として—」『研究調査室論集』No.5，pp.32-40.
131）Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., and Shimada, K.［2004］“Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding length as evaluated by a life-cycle assessment method,” *Journal of Animal Science*, Vol.82, pp.2115-2122.
132）小倉昭男［2000］「稲作における投入資材およびエネルギー」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp.57-71.
133）大久保忠旦［1991］「畜産におけるエネルギー効率」『畜産の研究』Vol.45，pp.729-738.
134）大村邦男［1995］「北海道の畑作・酪農地帯における物質循環と水質保全」『北海道立農業試験場報告』No.86，pp.1-63.
135）大村道明［2002］「農業地域 LCA の手法—評価の前提と枠組み—」『農業経済研究報告』No.34，pp.35-50.
136）Ohmura, M.［2002］“Problem shifting and system boundary in the LCA for rural agricultural activities,” *Proceedings of The Fifth International Conference on EcoBalance*, pp.167-168.
137）大村道明［2004］「農業のためのライフサイクルアセスメント手法の検討—鹿児島県沖永良部島の農業生産活動の環境影響評価を事例に—」『東北農業経済研究』Vol.22，pp.56-70.
138）大村道明・両角和夫・合田素行・西澤栄一

郎・田上貴彦［2000］「北海道士幌町における農業と関連産業のLCA」『2000年度日本農業経済学会論文集』，pp.183-185．
139）大村道明・両角和夫・田上貴彦・西澤栄一郎・合田素行［2002］「農業分野へのLCA適用の動向と展望」『2002年度日本農業経済学会論文集』，pp.170-172．
140）大村道明・竹内良曜・松井克則・菊池貞雄［2005］「個別農家用バイオガスプラントからの余剰ガスの輸送・貯蔵に関する予備的考察」『農業施設』Vol.35，pp.211-220．
141）大山央［1998］「食品産業におけるLCA分析事例」『第3回エコバランス国際会議講演集』，pp.605-608．
142）奥山武彦・小綿寿志・後藤眞宏［2002］「LCAによる水車除塵機の環境負荷分析」『農業工学研究所技報』No.200，pp.107-115．
143）Ondersteijn, C. J. M., Beldman, A. C. G., Daatselaar, C. H. G., Giesen, G. W. J., and Huirne, R. B. M.［2002］“The Dutch Mineral Accounting System and the European Nitrate Directive: implications for N and P management and farm performance,” *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.92, pp.283-296.
144）小野洋［2005］「飼料イネ耕畜連携システムの環境負荷量の計測」『農業経営通信』No.224，pp.50-53．
145）小野洋・尾関秀樹・早見均・吉岡完治［2000］「農業生産活動と二酸化炭素排出に関するLCA評価」『第4回エコバランス国際会議講演集』，pp.433-436．
146）小野洋・尾関秀樹・堀江達哉［2003］「飼料イネ導入の条件と耕畜連係システムの環境評価」『2003年度日本農業経済学会論文集』，pp.216-219．
147）折登一隆［2001］「草地型酪農地帯における低投入酪農モデル」『2001年度日本農業経済学会論文集』，pp.32-34．
148）折登一隆［2002］「人にも家畜にも「ゆとり」ある畜産経営(6)―Ⅴ．低投入酪農経営の技術と「ゆとり」―」『畜産の研究』Vol.56，pp.1277-1282．
149）長田隆［2001］「家畜排泄物からの環境負荷ガスの発生について」『日本畜産学会報』Vol.72，pp.167-176．
150）長田隆・福本泰之・道宗直昭・田村忠・白石誠・石橋誠［2004a］「家畜ふんの堆積型堆肥化過程からの環境負荷ガス発生」『第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集』，pp.527-529．
151）長田隆・猫本健司・白石誠・石橋誠・原正之・干場信司・鈴木一好・羽賀清典・代永道裕［2004b］「畜舎内のアンモニア，メタンおよび亜酸化窒素の濃度」『におい・かおり環境学会誌』Vol.35，pp.1-7．
152）押田敏雄・柿市徳英・羽賀清典編［1998］『畜産環境保全論』，養賢堂，東京．
153）尾和尚人［1996］「わが国の農作物の養分収支」『環境保全型農業研究連絡会ニュース』No.33，pp.428-445．
154）尾関秀樹［2000］「食料の生産・消費と環境負荷の評価―ライフ・サイクル・アセスメント（LCA）の適用可能性について―」『農林経済』No.9267，pp.2-7．
155）尾関秀樹［2003a］「バイオマス利用システムの成立条件をめぐる論点」『農業および園芸』Vol.78，pp.335-341．
156）尾関秀樹［2003b］「有機性資源循環利用の定量的評価―産業連関分析のLCAへの適用―」『農業経営研究』Vol.41，pp.92-97．
157）尾関秀樹・小野洋・早見均・吉岡完治［2000］「食料消費，農産物流通に関するLCA評価」『第4回エコバランス国際会議講演集』，pp.437-440．
158）Petersen, S. O., Lind, A. -M., and Sommer, S. G.［1998］“Nitrogen and organic matter losses during storage of cattle and pig manure,” *Journal of Agricultural Science*, Vol.130, pp.69-79.
159）斎藤元也・木村武・倉島健次［1989］「圃場還元液状きゅう肥からのアンモニア揮散量の推定と酸添加による揮散の低減法」『草地試験場研究報告』No.41，pp.1-9．

160）酒井伸一・平井康宏・吉川克彦・出口晋吾［2005］「バイオ資源・廃棄物の賦存量分布と温室効果ガスの視点からみた厨芥利用システム解析」『廃棄物学会論文誌』Vol. 16，pp.173–187.
161）佐々木義之・広岡博之・築城幹典［2004］「畜産業のシステム分析」『システム農学』Vol.20，pp.125–137.
162）佐藤寿樹［2004］「水稲栽培における投入エネルギー分析の現状と問題点Ⅰ―米生産費統計資料を利用した積上げ法と LCA について―」『広島県立大学紀要』Vol.16，pp.11–25.
163）関根久子［2003］「農業における環境会計導入の可能性」『2003 年度日本農業経済学会論文集』，pp.220–222.
164）Shibata, M., Terada, F., Kurihara, M., Nishida, T., and Iwasaki, K.［1993］“Estimation of methane production in ruminants,” *Animal Science and Technology (Japan)*, Vol.64, pp.790–796.
165）渋谷岳・木村武・山本克巳・野中邦彦［1995］「草地における温室効果微量ガス放出量の解明に関する研究」『地球環境総合推進費平成 6 年度終了研究課題成果報告集』，pp.99–113.
166）渋谷岳・野中邦彦・川内郁緒［2000］「草地における CH_4，N_2O 管理手法に関する研究」『地球環境総合推進費平成 11 年度終了研究課題成果報告集』，pp.133–142.
167）志水章夫・楊翠芬・玄地裕［2004］「千葉県における食品加工残さの地域発生分布の把握及び環境負荷量の推計」『第 15 回廃棄物学会研究発表会講演論文集』，pp. 169–171.
168）志村もと子・田淵俊雄［1997］「養牛地域における畜産と河川水窒素濃度との関係―畜産主体の集水域における窒素流出に関する研究（Ⅳ）―」『農業土木学会論文集』Vol.65，pp.375–380.
169）Sommer, S. G., Christensen, B. T., Nielsen, N. E., and Schjorring, J. K.［1993］“Ammonia volatilization during storage of cattle and pig slurry: effect of surface cover,” *Journal of Agricultural Science*, Vol.121, pp.63–71.
170）末國富雄［2003］「畜産を取りまく環境規制―農業環境 3 法と環境規制法との接点―」『畜産の研究』Vol.57，pp.3–8.
171）Sugimoto, Y., Ball, P. R., and Theobald, P. W.［1992］“Dynamics of nitrogen in cattle dung on pasture, under different seasonal conditions. 1. Breakdown of dung and volatilization of ammonia,” *Journal of Japanese Society of Grassland Science*, Vol.38, pp.160–166.
172）杉本安寛・井上和嘉・永松勝彦・上野昌彦［1993］「牧草地における尿窒素の動態に関する研究 1．牛尿パッチからのアンモニア揮発による窒素の損失」『日本草地学会誌』Vol.39，pp.162–168.
173）杉本安寛・保田拓洋・武藤勲・豊満幸雄［1997］「宮崎県内のＡ酪農経営における窒素フロー」『システム農学』Vol.13，pp. 82–90.
174）Swensson, C.［2003］“Analyses of mineral element balances between 1997 and 1999 from dairy farms in the south of Sweden,” *European Journal of Agronomy*, Vol.20, pp.63–69.
175）髙橋義文［2004］「持続性概念からみたエコロジカル経済学」『農経論叢』Vol.60，pp. 175–188.
176）田中康男・島田和宏・萩原一仁［2005］「畜産環境対策施設のコスト・環境影響評価プログラム」，In *http://www.naro.affrc.go.jp/top/seika/2004/nilgs/ch04057.html*，農業・生物系特定産業技術研究機構，つくば.
177）丹治肇・吉田貢士・蘭嘉修・宗村広昭［2003］「農業用水におけるライフ・サイクル・アセスメントの検討」『農業土木学会誌』Vol. 71，pp.1087–1090.
178）田先威和夫監修［1996］『新編畜産大事典』，養賢堂，東京.
179）寺田文典・栗原光規・西田武弘・永西修

［1998］「反芻家畜におけるメタン及び亜酸化窒素放出とその変動要因の解明に関する研究」『地球環境総合推進費平成 9 年度終了研究課題成果報告集』，pp.33-42．

180）Thomassen, M. A., and de Boer, I. J. M.［2005］“Evaluation of indicators to assess the environmental impact of dairy production system,” *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol.111, pp.185-199.

181）津田淑江・井元りえ・木下枝穂・大家千恵子［2005］「持続可能な食生活を目指した食教育プログラムの開発（第 1 報）献立におけるライフサイクルエネルギーの算出」『日本家政学会誌』Vol.56，pp.541-551．

182）築城幹典・原田靖生［1996］「酪農経営における物質循環の定量的な把握に関する研究(1)窒素フロー量の推定」『システム農学』Vol.12，pp.113-117．

183）築城幹典・原田靖生［1997a］「酪農経営における物質循環の定量的な把握に関する研究(2)リン，カリウムフロー量の推定」『システム農学』Vol.13，pp.10-16．

184）築城幹典・原田靖生［1997b］「家畜の排泄物量推定プログラム」『システム農学』Vol.13，pp.17-23．

185）築城幹典・佐々木綾美［2003］「畜産におけるライフサイクルアセスメント（LCA）」『畜産の研究』Vol.57，pp.130-134．

186）恒見清孝・楠部孝誠・盛岡通［2000］「食品工業集積地区における有機物の代謝マネジメントの評価」『第 4 回エコバランス国際会議講演集』，pp.395-398．

187）Tsunemi, K., Kusube, T., and Morioka, T.［2002］“Regional food chain management system to cycle organic by-products into ”Safe and Reliable“ agricultural products,” *Proceedings of The Fifth International Conference on EcoBalance*, pp.707-708.

188）鶴田治雄・尾崎保夫［2000］「水田における温室効果ガスおよび水質に関するライフサイクルアセスメント」，農林水産省農業環境技術研究所編『農業におけるライフサイクルアセスメント』，養賢堂，東京，pp.72-83．

189）宇田川武俊［1976］「水稲栽培における投入エネルギーの推定」『環境情報科学』Vol.5，pp.73-79．

190）宇田川武俊［1977］「作物生産における投入補助エネルギー」『環境情報科学』Vol.6，pp.77-91．

191）植田和弘・落合仁司・北畠佳房・寺西俊一［1991］『環境経済学』，有斐閣，東京．

192）鵜川洋樹［1998］「北海道酪農の収益構造と経営展開」『農業経済研究』Vol.70，pp.1-9．

193）梅津一孝・長谷川晋・菊池貞雄・竹内良曜［2005］「バイオガスシステムの経済的・工学的評価分析」『農業経営研究』Vol.43，pp.188-193．

194）Van Keulen, H., Aarts, H. F. M., Habekotté, B., van der Meer, H. G., and Spiertz, J. H. J.［2000］“Soil-plant-animal relations in nutrient cycling: the case of dairy farming system ’De Marke’,” *European Journal of Agronomy*, Vol.13, pp.245-261.

195）和木美代子・田中康男・長田隆［1998］「畜産廃棄物処理技術の LCA 評価方法の検討」『第 3 回エコバランス国際会議講演集』，pp.601-604．

196）鷲田豊明［1999］『環境評価入門』，勁草書房，東京．

197）鷲野保日郎・渡辺由美子［2004］「液体食品工場における環境負荷低減のシミュレーション」『日本包装学会誌』Vol.13，pp.217-226．

198）山口武則・山川修治・大浦典子・福原道一［1995］「わが国の農業分野におけるエネルギー消費量と二酸化炭素排出量の評価」『システム農学』Vol.11，pp.145-154．

199）Yatazawa, M.［1978］“Agro-ecosystems in Japan,” Frissel, M. J. (Editor), *Cycling of Mineral Nutrients in Agri-*

cultural Ecosystems, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, pp. 167-179.
200）吉野宣彦［1997］「北海道酪農専業地帯における低投入型酪農の収益性と展開条件」『酪農学園大学紀要人文・社会科学編』Vol.22，pp.55-64.
201）吉野宣彦［1998］「新酪農村事業完了後の酪農経営展開」，廣瀬可恒監修『日本酪農の歩み』，酪農学園大学エクステンションセンター，江別，pp.41-43.
202）吉野宣彦［2003］「根釧地域における「マイペース酪農」」『北海道農業』No.30，pp. 26-34.

謝　　辞

本論文の執筆にあたり，指導教官としてご指導頂いた出村克彦先生（北海道大学大学院農学研究科教授）と山本康貴先生（北海道大学大学院農学研究科助教授）に謹んで感謝の意を捧げます。出村克彦先生には，学部ゼミナール在籍時代から 7 年間にわたり，論文執筆の基礎をご教授下さり，多くの研究と社会経験の機会を与えて下さいました。山本康貴先生には，終始熱心なご指導と激励を頂き，極めて詳細なコメントを下さいました。

副査をお引き受け頂いた黒河功先生（北海道大学大学院農学研究科教授）には，論文の構成等について，同じく副査をお引き受け頂いた波多野隆介先生（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター教授）には，自然科学分野の視点から，それぞれ極めて貴重なご意見を頂きました。また，農業経済学講座の諸先生からも有益なご助言を頂きました。

本論文には，共同研究として発表したものが含まれています。指導教官である出村克彦先生，山本康貴先生のほか，髙橋義文博士（農林水産省農林水産政策研究所研究員，現北星学園大学経済学部講師），宿野部猛氏（オホーツク農業科学研究センター研究開発科長）には，共同研究の成果を本論文の一部として用いることを快く承諾して頂きました。

本論文では，詳細な農家調査によるデータ収集が不可欠でした。マイペース酪農調査においては，マイペース酪農交流会事務局と事例とさせて頂いた酪農家の方の多大なるご助力を得て，極めて貴重な多数のデータをご提供頂きました。オコッペフィードサービス調査においては，有限会社オコッペフィードサービスと構成農家の方々，宿野部猛氏の多大なるご助力を得て，極めて貴重な多数のデータをご提供頂きました。また，本論文の分析手法における技術的な面では，大村道明先生（東北大学大学院農学研究科助手），日向貴久氏（北海道立根釧農業試験場経営科研究職員）から多くのご教示を頂きました。

比較農政学分野をはじめとする農業経済学講座の大学院生の方々からも，本論文をまとめる上で多くの有用なご助言と励ましの言葉を頂きました。また，本論文の提出にあたっては，比較農政学分野の事務職員，大学院生，先輩の方々のご協力を頂きました。

これらの方々のご協力なくしては，私が本論文を完成させることは到底できませんでした。ここに謹んで感謝申し上げます。

Summary

The objective of this study is to provide a comprehensive quantitative assessment of the environmental problems of dairy farms in Hokkaido, Japan. Life Cycle Assessment (LCA) is applied to achieve this objective. LCA is a useful methodology when evaluating the environmental impacts throughout a product's life cycle (from cradle to grave).

This study consists of seven chapters. Chapter 1 describes the background and the purpose of the study. Chapter 2 introduces the environmental problems of dairy farms, i.e. global warming, acidification, and eutrophication. Chapter 3 reviews the previous LCA studies, and describes the framework of LCA in this study. This LCA assesses global warming potential, acidification potential, and eutrophication potential per 1 ha of cultivated dairy farm land. Chapter 4 evaluates the deterioration of the environmental problems of dairy farms in a Hokkaido dairy farming area, where the rate of increase in the number of cows has been greater than that of cultivated acreage. Chapter 5 evaluates the mitigation of the environmental problems by a representative low-input dairy farm, which practices "My-pace dairy farming" in the Konsen region in Hokkaido. Chapter 6 also evaluates the mitigation of the environmental problems of dairy farms through the establishment of a co-operation organization for forage crop production in the town of Okoppe in Hokkaido. Chapter 7 provides a summary of each chapter, and gives the conclusion.

The main results are as follows:

(1) The growth in the number of cows has increased the environmental problems of dairy farms in Hokkaido.

(2) The transition from intensive dairy farming to low-input dairy farming is useful for environmental preservation. It will be encouraged by an introduction of the direct payment system for environmentally-friendly farming.

(3) The establishment of a co-operation organization for forage crop production is also effective in reducing environmental burden. It will be promoted through subsidies for expensive capital investment.

The transition from intensive dairy farming to low-input dairy farming and the establishment of a co-operation organization for forage crop production are model cases for operating dairy farms with consideration for the environment.