

## 農業における環境影響とLCAのインパクト評価の活用

誌名	農業機械學會誌
ISSN	02852543
著者	本下, 晶晴
巻/号	74巻3号
掲載ページ	p. 178-184
発行年月	2012年5月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター  
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council  
Secretariat



## 特集

## 農業における環境影響と LCA のインパクト評価の活用

Environmental Impact Related to Agriculture and Application of Life Cycle Impact Assessment

Masaharu MOTOSHITA

キーワード：ライフサイクルアセスメント, 環境影響, インパクト評価, ライフサイクル影響評価

Key words : life cycle assessment, environmental impact, impact assessment, life cycle impact assessment

## 1. 農業と環境影響

農業は我々人間生活を支える不可欠な活動であると共に、様々な環境問題と密接に関係している。例えば、生産過程では使用する軽油や電力などのエネルギーの使用によって化石資源が消費され、温室効果ガス・大気汚染物質が排出される。施肥や農薬の使用に伴って農地からの揮発による酸性化や大気汚染、余剰分の土壌からの流出による水質汚染や富栄養化が起こり、土地利用による生態系への影響も懸念される。また、直接的な関係だけでなく、化学肥料の製造や生産機械の生産時における鉱物資源の消費、エネルギー消費やそれに伴う大気汚染等の環境問題とも間接的につながっている。このような農業と環境問題との関連を評価することの重要性はこれまでも指摘されており (Van der Werf and Petit, 2002)、間接的な影響まで含めたライフサイクル全体での農業に関わる環境影響を分析するための手法として Life Cycle Assessment (略称: LCA) が利用されている。

LCA では対象となるプロセスにおける資材、エネルギーの投入量やそれらの製造・使用に伴う環境負荷の排出量を分析する“インベントリ分析”を行った後に、各環境負荷の排出による環境問題への影響 (例えば CO<sub>2</sub> などの温室効果ガスの排出量に応じた地球温暖化への影響) を分析するライフサイクル影響評価 (LCIA またはインパクト評価とも呼ぶ) を行う。本稿では、特に後者のインパクト評価について農業の評価における利用事例を紹介しながら、評価の手順やインパクト評価により分かること、さらに評価を行う上で注意すべき点や実施のために利用できるツールなどについて紹介する。

## 2. インパクト評価による農業の環境影響評価

## 2.1. 各環境問題に関わる影響の評価 (特性化)

農業における環境影響低減のために既に様々な試みが行われているが、LCA によるインベントリ分析を行った際に、ある環境負荷物質の排出量は減少するが別の環境負荷物質の排出量は増加するという場合がある。こうした場合には農業に関わる環境側面を理解する上でインベントリ分析だけでは不十分である。したがって、インベントリ分析結果を基に様々な環境問題に対する影響を定量的に評価するためにインパクト評価を行う必要があ

## 本下晶晴

(もとした まさはる)

1975 年 8 月生

2003 年 3 月広島大学大学院工学研究科博士課程後期修了、同年 4 月独立行政法人産業技術総合研究所に入所後、ライフサイクルアセスメント研究センターに所属、

現在、独立行政法人産業技術総合研究所安全科学研究部門社会と LCA 研究グループ研究員

E-mail : m-motoshita@aist.go.jp



る。インベントリ分析からインパクト評価までの手順の概念を図 1 に示し、以下では具体的な事例を挙げながらどのように評価を行うのかを説明する。

例を挙げると、有機農法による牛乳生産では化学肥料の施肥をなくすことにより肥料生産時のエネルギー消費などに起因する CO<sub>2</sub> 排出量を削減し、さらに肥料由来の N<sub>2</sub>O 排出を抑えることができる。一方で、慣行農法に比べて牛 1 頭あたりの牛乳の収率が低いため、牛の反芻に伴う CH<sub>4</sub> の排出量が増加すると指摘されている (Cederberg and Mattsson, 2000; De Boer, 2003)。CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O、いずれも温室効果ガスであり地球温暖化に寄与するが、排出量 1 kg あたりの寄与度が異なり、排出量のみによる比較ができないため、地球温暖化に対する寄与度を考慮した評価が必要となる。

温室効果ガスは地表面から放射されたエネルギーを吸収し、再び地表面に対して放射することにより気温上昇を引き起こすといわれている (図 2)。各温室効果ガス 1 kg あたりの地球温暖化に対する寄与度は、各温室効果ガスが有する放射強制力 (地表面への放射) と大気中の残存量の積によって表現できる。ただし、温室効果ガスの大気中での寿命が物質によって異なるため、評価対象となる期間について放射強制力と残存量の積を積分する。これにより各温室効果ガスの地球温暖化に対する寄与度は、基準物質である CO<sub>2</sub> との比をとることにより表され、Global Warming Potential (GWP) と呼ばれる。GWP は CO<sub>2</sub> を 1 とすると CH<sub>4</sub> は 25、N<sub>2</sub>O は 298 (いずれも 100 年値) とされている (IPCC, 2007)。したがって、

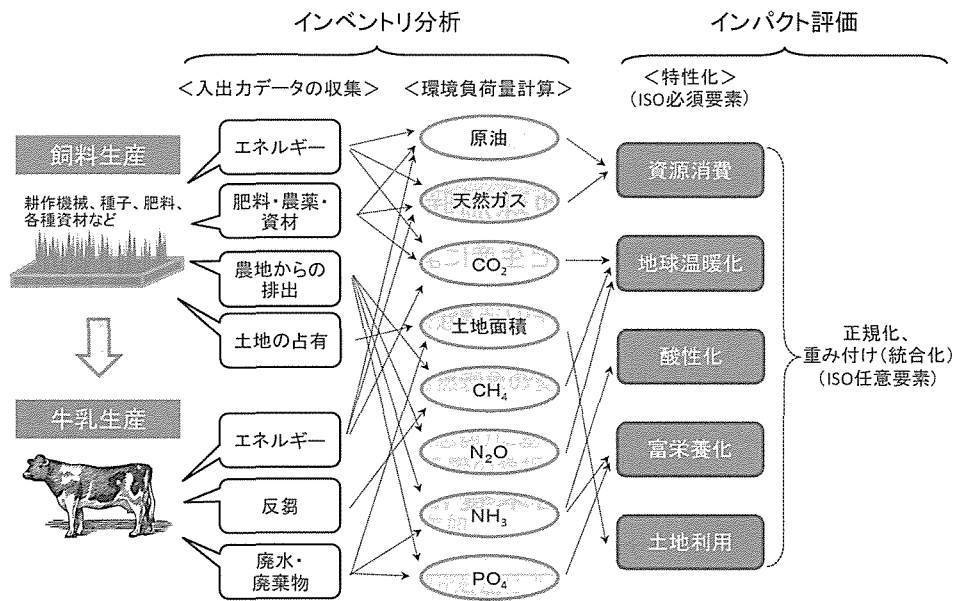


図 1 農業に関わる環境問題のインパクト評価の概念図

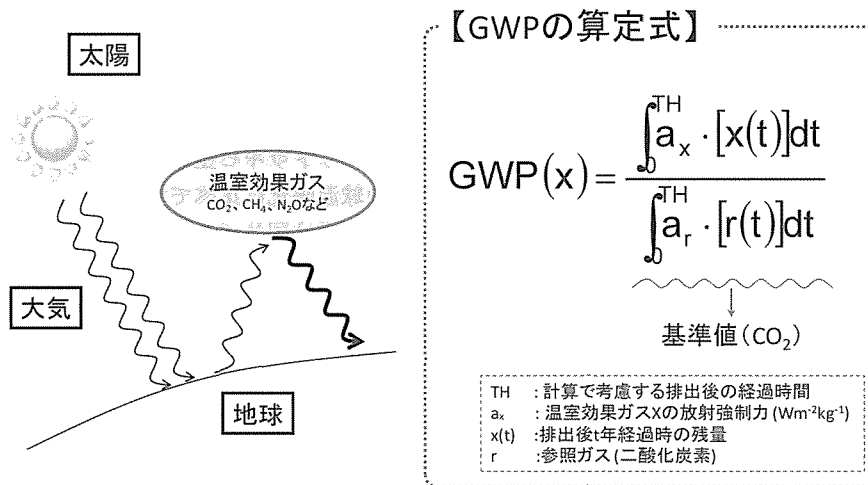


図 2 地球温暖化と Global Warming Potential の算定式

各温室効果ガスの排出量に GWP を乗じることで地球温暖化に対する影響が得られる。このように、インベントリ分析から得られた結果に影響領域ごとの影響評価指標(係数)を乗じて、それぞれの環境問題(インパクト評価では影響領域またはインパクトカテゴリと呼ぶ)に対する寄与度を算定することを特性化と呼ぶ。

ただし、本稿の冒頭にも述べたように農業と関わりのある影響領域は多岐に渡る。有機農法の例では肥料や農薬の投入を回避できる一方で、慣行農法に比べて収率が低いため地球温暖化だけでなく、肥料の揮発による酸性化、余剰成分の浸透による富栄養化、土地の占有による生態系への影響など様々な影響領域に対する環境影響が慣行農法とは異なる可能性がある。したがって、特性化

を実施する際にも複数の影響領域に着目した評価が必要となる。

Van der Werf ら (2009) は、酪農製品について非再生エネルギー使用、気候変動、富栄養化、酸性化、酸性化、陸生生態毒性、土地占有の観点から有機農法と慣行農法の環境影響をインパクト評価手法により比較した。その結果、土地占有を除く影響領域では両者の差はさほど見られなかったが、有機農法では土地占有の影響が慣行農法に比べて非常に大きいことを示している。先の事例 (Cederberg and Mattsson, 2000; De Boer, 2003) では 1 つの影響領域における複数の環境負荷のトレードオフを特性化により評価できることを示したが、この事例では評価対象の影響領域を拡大することで複数の環境問題へ

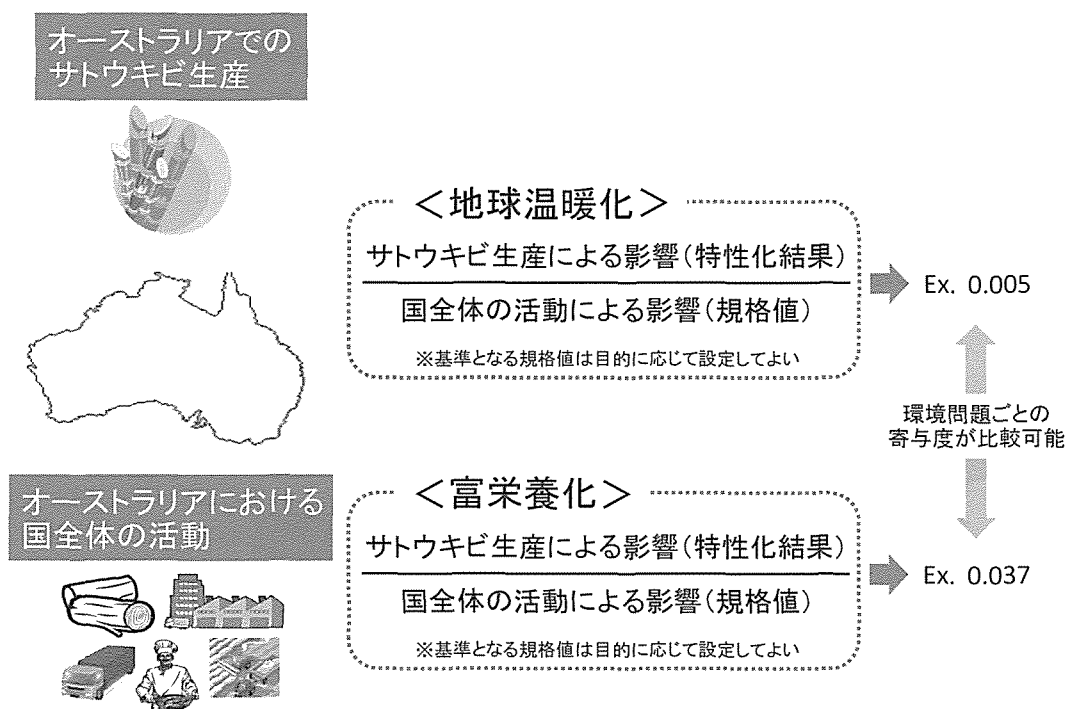


図3 特性化結果の正規化

の影響においてトレードオフが生じることが分かる。しかし、インベントリ分析の結果と同様に、各影響領域の特性化結果は異なる単位や意味を持つため直接比較することはできない。このように影響領域間で特性化結果にトレードオフが生じる場合には、評価の目的に応じて次の評価プロセスとして正規化あるいは重み付け（統合化）を行うことになる（図1）。

## 2.2. 各影響領域に対する影響の程度を解釈（正規化）

オーストラリアにおけるサトウキビ生産に伴う環境影響をインパクト評価手法により評価した Renoufら（2010）の分析を例として説明する。影響領域別に環境影響を算定する特性化では各影響領域に対する寄与を定量化でき、サトウキビ1トンあたりの富栄養化への影響は0.39 kg PO<sub>4</sub>等量、地球温暖化への影響は77.9 kg CO<sub>2</sub>等量であった。しかし、PO<sub>4</sub>とCO<sub>2</sub>の量を直接比較することには意味がない。そこで、各影響領域に対する影響の意味を解釈するために、例えばオーストラリアにおける国全体の活動による富栄養化、地球温暖化への影響を特性化により評価し、その値（規格値と呼ぶ）を基準としてサトウキビの特性化結果の値を除す（図3）。これによりオーストラリアの活動全体に関わる環境影響に対して、評価対象となるサトウキビの生産がどの程度の影響をそれぞれの影響領域に対して及ぼしているのかを理解することが容易になる。この例ではオーストラリアで1年間に生産されるサトウキビ（平均40Mt/年）に関わる影響はオーストラリアの活動全体に対して富栄養化では約3.7%、地球温暖化では約0.5%となる。したがって、特性化結果の絶対値としては地球温暖化の方が大きいもの

の、オーストラリアの活動全体に関わる影響の中での割合ではサトウキビ生産は富栄養化における影響割合の方が地球温暖化に比べて大きいといえる。このように規格値（通常は国レベルでの活動による影響とされることが多いが、実施者が目的に合わせて設定できる）で特性化結果を除すことを正規化と呼び、インパクト評価の結果を解釈する上で重要な評価プロセスの1つである。

## 2.3. 重み付けによる環境影響の統合化

正規化ではある基準となる活動における環境影響（先の例では国全体の活動）に対して、評価対象がどの程度の寄与しているのかを影響領域別に示すことで、環境問題ごとの寄与度を比較することができるため重要な環境問題の抽出に役立つ。一方で、必ずしも規格値に対する寄与度が高い環境問題が優先度の高い問題であるとは限らない。先のサトウキビの例であれば、仮に富栄養化物質の排出抑制が既に政策によって進められて富栄養化現象がほとんど起こらない状況にある一方で、温室効果ガスの排出には何も対策がなされていないことにより増加していると仮定すると、地球温暖化に対する影響の方が深刻である可能性がある。正規化は環境問題ごとの寄与度を明らかにすることで評価対象が与える影響の程度を理解する情報となるが、環境問題間のトレードオフを明らかにしたいというニーズがある場合には不十分である可能性がある。このような場合には重み付けによる異なる環境問題の統合評価が必要となる。

インパクト評価では統合評価のアプローチとして、主に「問題比較型」、「被害算定型」の2種類に分類することができる。以下では、それぞれのアプローチについて

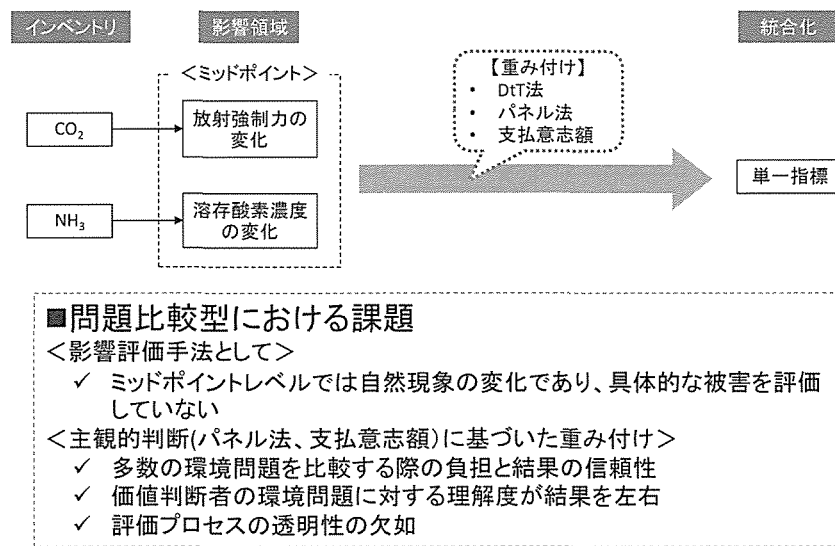


図 4 問題比較型による統合化

説明する。

### 2.3.1. 問題比較型

影響領域ごと（ミッドポイントレベル）の正規化結果に対して、各環境問題の重要度を重みとして直接乗じる方法が問題比較型である（図 4）。各環境問題の重み付けの方法には、専門家などで構成されるパネルでの重要度判断によるパネル法や様々なステークホルダーに対して環境保護のための支払意思額を問うアンケート調査などにより主観的判断に基づいて各環境問題の重要度を決定する方法、環境政策などによって設定された目標に対する達成度に基づいて重み付けを行う Distance to Target 法（DtT 法）などがある。

農業に関わる LCA においてもこうした手法は採用されている（Brentrup et al., 2004a; Weiss et al., 2007）。Brentrup ら（2004a）は、国際的な政策目標を中心とした目標に対する到達度で 6 つの影響領域（資源消費、土地利用、気候変動、毒性、酸性化、富栄養化）に対する重み付けを行い、小麦の生産に用いる肥料の種類の違いに関する影響評価に適用した（Brentrup et al., 2004b）。Weiss ら（2007）は、生物由来のエネルギーと化石由来のエネルギーの環境影響の比較に LCA を用い、4 つの影響領域（非再生可能エネルギー消費、地球温暖化、富栄養化、酸性化）についてドイツの環境政策目標をターゲットとした DtT 法により重み付けを行っている。環境政策目標をターゲットとした DtT 法は、目標に対する達成度の低い影響領域が重要視される仕組みのため、環境政策の意思決定においてその理念との整合性が高く有益な手法である。一方で、政策目標は政治的・経済的状况によって変化する可能性があり、評価結果の頑健性の観点において課題があることには注意が必要である。

問題比較型の統合化については、いくつかの問題点が指摘されている（伊坪ら, 2010）。ミッドポイントレベル

（影響領域レベル）の評価は自然現象の変化であり、結果としての環境に対する影響を具体的に計上していないため、環境への影響を理解する上で不十分であることが挙げられる。また、主観的重み付けを用いた統合化における問題比較型特有の問題点として、環境問題は非常に多岐に渡ることから比較項目が多いことにより主観的価値判断が難しいこと、価値判断者の環境問題に対する理解度が評価結果を左右する一方で重み付けに対する情報が回答者の頭の中に留まるため透明性が確保できない、などの点も指摘されている。こうした問題比較型の課題を克服するために近年では次項で述べる被害算定型のインパクト評価手法開発が盛んになってきている。

### 2.3.2. 被害算定型

ミッドポイントレベル（影響領域レベル）の評価結果に重み付けを行う問題比較型に対し、被害算定型では各影響領域における変化によって生じる具体的な被害を様々な環境科学や疫学などの知見を用いて定量化する（図 5）。具体的には、温室効果ガスの排出による放射強制力の変化（ミッドポイントレベル）だけでなく、放射強制力の変化により生じる気温や降水パターンの変化を予測し、さらにそれらによって引き起こされる感染症患者数の変化や農作物や土地水没の被害などを関連付けることで、地球温暖化による影響を人間健康、資産などの保護対象（エンドポイント）に対する影響として集約することができる。

被害算定型は先に述べた問題比較型の課題を克服できるメリットがある（伊坪ら, 2010）。例えば、エンドポイントレベルに影響を集約することにより、各影響領域を比較する場合に比べて減らすことができる（人間健康、資源、生態系など 3~4 項目となることが多い）。各影響領域について具体的な被害を定量化することが可能であり、そのプロセスの透明性の確保や重み付けを行う回答

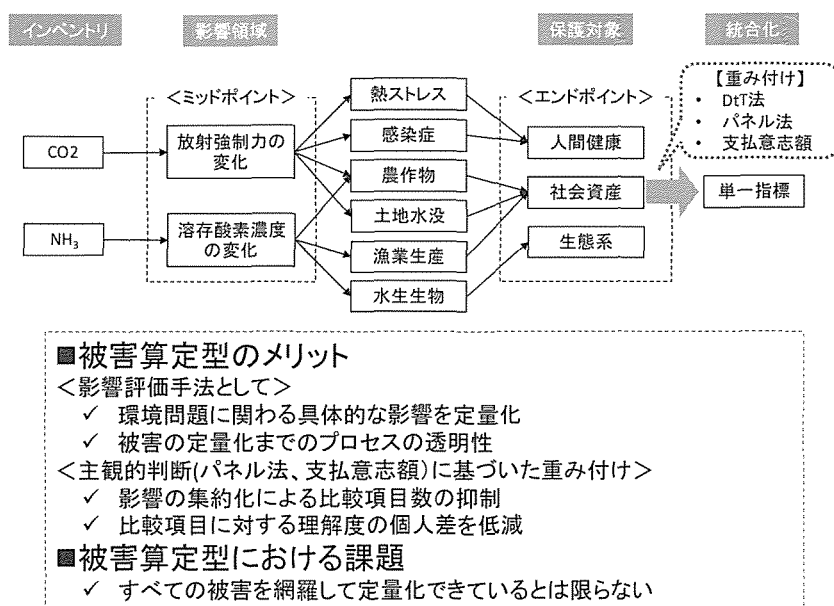


図 5 被害算定型による統合化

者にとって理解しやすい情報を提供することが可能となる。もちろん、被害算定型においても重み付け方法として主観的価値判断だけでなく、何らかの目標を設定することによって DtT 法を用いることも可能である。

被害算定型ではミッドポイントレベルではなく具体的な被害であるエンドポイントレベルの影響を科学的知見に基づいて積み上げていくため、手法としての透明性が高い。また重み付けを行う場合にも比較対象項目が少なく、対象項目が一般に身近なもの(人間健康など)になるため環境問題間の比較に比べて主観的価値判断を行う場合の負担を抑えることができるなどのメリットがある。一方で、ある環境問題について必ずしも起こり得る被害をすべて算定できるわけではない。例えば、LIME2 というインパクト評価手法(伊坪ら, 2010)では地球温暖化に伴う健康被害(熱ストレス, マラリア, デング熱など)については評価されているが、陸域生態系や水域生態系への影響については定量的な情報が乏しいため評価に含められていない。どのような被害が評価されているのかは各被害算定型影響評価手法の詳細を確認することで把握できるが、1つの環境問題に関わる被害のすべてを完全に網羅できているとは限らないことには利用の際に留意しておく必要がある。

#### 2.4. インパクト評価と実施上の注意点

LCA の手順に関する ISO 規格 (14040, 14044) ではインパクト評価の手順についても規定されている。前項までに紹介した通り、評価対象とする影響領域 (impact category) とそれに対応するカテゴリ指標 (category indicators) や特性化モデル (characterization models) を選定し、インベントリ分析から得られた結果を各影響領域に割り振り (classification), カテゴリ指標や特性化モデルを用いて影響領域ごとに環境影響を計算する特性

化 (characterization) を行う。問題比較型の場合はミッドポイントレベルの特性化結果を正規化し、また被害算定型の場合はエンドポイントレベルの特性化結果を正規化し、重み付ける。

ここで注意すべき点として ISO 規格ではインパクト評価において特性化までを必須要素とし、正規化、重み付け (統合化) については任意要素としている。特性化までは科学的な根拠に基づいた評価であり信頼性も高いといえるが、正規化以降の評価プロセスにおいては実施者の主観的価値判断が入ることがあるため任意要素として十分に注意して実施することを求めている。特に重み付けに対しては慎重であり、重み付けの根拠を示すこと (採用した手法を明らかにすること)、複数の重み付け手法を用いた感度分析を実施することが望ましいなどの要件を示している。したがって、統合化を行う場合には特に注意し、評価結果の信頼性を担保するためにも評価の過程を明確にして公開する必要がある。

ただし、ISO 規格でも統合化が禁止されているわけではない。複数の環境問題間でトレードオフが生じる場合の意思決定においては、統合化は有効な手法である。インパクト評価を行う上で統合化は必須ではないが、特性化までは行った上で評価の目的に応じて正規化、統合化を実施者の判断によって実施すればよい。

#### 3. 農業におけるインパクト評価と重要な影響領域

前節までの説明で農業とインパクト評価実施方法の関係について理解して頂けたものと思う。本章では簡単に農業分野においてはどのような影響領域が重要であるのかについて、これまでの評価事例を基に紹介する。

本誌で紹介した事例以外にも農業における LCA とインパクト評価は古くから実施されている。農業分野での利用事例については林 (2008)、畜産における利用事例に

については荻野 (2008) が詳しいので参照されたい。対象とされている影響領域では、気候変動、富栄養化、生態毒性、酸性化、人体毒性、光化学オキシダント、エネルギー利用などが多く (林, 2008)、エネルギー利用による温室効果ガス排出やエネルギー消費だけでなく、農業における特徴である肥料や農薬使用に由来する影響領域が注目されているといえる。また近年では土地利用を評価対象とした事例も多くみられる (Brentrup ら, 2004a; Brentrup ら, 2004b; Charles ら, 2006; Van der Werf ら, 2009; Uihlein ら, 2009; 本下ら, 2011)。

どの影響領域が重要であるかを明らかにするためには、統合化が不可欠である。Brentrup ら (2004b) は DtT 法を用いて小麦の生産における窒素肥料の施肥割合ごとの環境影響を評価した結果、基本的に土地利用、気候変動、酸性化、陸域富栄養化、水域富栄養化のいずれの領域の影響も大差はないが、施肥割合によって土地利用と水域富栄養化の間に大きなトレードオフが生じることを示している。

被害算定型の統合化では Uihlein ら (2009) が、セルロース系原料 (藁) からのリグニン、エタノール、キシリトール精製システムの環境影響について、欧州で開発された Eco-indicator'99 (Goedkoop ら, 2000) というインパクト評価手法を用いて化石資源からの精製との比較評価を行っている。対象とした 10 の影響領域の中で、影響割合が大きいものは化石燃料消費、発がん性、呼吸器系疾患、鉱物資源採掘と土地占有であった。日本で開発された被害算定型のインパクト評価手法 LIME2 を稲わらから生産されるバイオエタノールの環境影響評価に適用した事例 (本下ら, 2011) では、地球温暖化、廃棄物最終処分、土地占有の影響が大きいことが示されている。特にバイオエタノールは地球温暖化に対する影響を削減できる一方で、エタノール精製プラントの土地占有による生態系への影響が大きく、正味の結果を左右し得る可能性が明らかにされており土地利用に関わる影響の重要性が示されている。

農業の LCA を実施する上で、どの影響領域が重要であるかは評価対象によって様々である。ただし、先に挙げられている気候変動 (温暖化)、有害化学物質 (人間健康、生態)、酸性化、富栄養化 (陸域、水域)、土地利用はこれまでの事例を見ても、農業の環境側面を考える上で重要な影響領域であることが示唆されている。

#### 4. おわりに

本稿では農業の LCA を行う上で、環境への影響を定量化するためのインパクト評価の実施方法とその特徴や利用事例について紹介した。インパクト評価の実施自体はインベントリデータとインパクト評価係数の掛け足しであり、単純な計算である。ただし、どの係数を用いて評価し、さらにその結果をどのように解釈するのかについては上述したようなインパクト評価手法の特徴を理解した上で実施することが望まれる。

本稿を通じて LCA のインパクト評価に関心を持ち、実施してみたいという読者がおられれば幸いである。その際には、インパクト評価実施のための手引書として本稿の内容に加えて、書籍「LCA 概論」(伊坪, 2007) が参考になろう。インパクト評価手法には様々な手法が世界で開発されており、それらについて詳細が知りたい場合には欧州委員会の研究機関 JRC (Joint Research Centre) が公表している ILCD handbook (Joint Research Center, 2010) を参照されたい。また実際に計算を行う際には LCA ソフトウェアが便利である。LCA ソフトウェアには様々なものがあるが、LIME2 を登載した MiLCA (社団法人産業環境管理協会, <http://www.milca-milca.net/>) や様々なインパクト評価手法を登載した SimaPro (TCO2 株式会社, <http://tco2.com/app/com/page/SimaProTop.action>) が代表的である。インパクト評価手法によって対象とする地域の違いなどがあるため、目的に合わせて利用する手法やソフトウェアを選んで頂きたい。本稿が読者にとって農業の環境影響を評価するための一助となれば幸いである。

#### References

- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2001. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilizers, *European Journal of Agronomy*, 14, 221-233.
- Brentrup, F., Küsters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2004a. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production, *European Journal of Agronomy*, 20, 247-267, doi: 10.1016/S1161-0301(03)00024-8.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Barraclough, P., Kuhlmann, H., 2004b. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production, *European Journal of Agronomy*, 20, 247-267, doi: 10.1016/S1161-0301(03)00024-8.
- Cederberg, C., Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming, *Journal of Cleaner Production*, 8, 49-60.
- Charles, R., Joliet, O., Gaillard, G., Pellet, D., 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 113 (1-4), 216-225, doi: 10.1016/j.agee.2005.09.014.
- De Boer, I. J. M., 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production, *Livestock Production Science*, 80, 69-77, doi: 10.1016/S0301-6226(02)00322-6.
- Goedkoop, M., Spriensma, R., 2000. The Eco-indicator 99 A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment -Methodology report, Pre consultants., <http://www.pre-sustainability.com/content/reports>. Accessed March 5, 2012
- 林清忠, 2008. 有機農業は環境にやさしいのか: 農業の LCA が示すこと, *日本 LCA 学会誌*, 4 (2), 112-118.
- IPCC, 2007. IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007 (AR4), Working Group I Report "The Physical Science

- Basis”, The Science of Climate Change : Summary for Policymakers. Technical Summary of the Working Group I Report, Chapter 2 Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing, page 212.
- 伊坪徳宏, 2007. ライフサイクル影響評価. 稲葉敦 / 青木良輔 監修, LCA 概論 (第 1 版). 社団法人産業環境管理協会, 東京, 99-199.
- 伊坪徳宏, 稲葉敦, 2010. LIME2, 意思決定を支援する環境影響評価手法 (第 1 版). 社団法人産業環境管理協会, 東京, 54-57.
- Joint Research Centre, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Framework and requirements for Life Cycle Impact Assessment models and indicators, European Commission, <http://ict.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-LCIA-Framework-requirements-online-12March2010.pdf>. Accessed March 5, 2012.
- 本下晶晴, 楊翠芬, 玄地裕, 田原聖隆, 稲葉敦, 2011. 土地占有による生態系への影響を考慮した稲わらを原料としたエタノールの環境影響評価, 土木学会論文集 G (環境), 67 (6), II\_63-II\_72.
- 荻野暁史, 2008. 畜産におけるライフサイクルアセスメント研究, 日本 LCA 学会誌, 4 (2), 119-123.
- Tco2 株式会社, <http://tco2.com/app/com/page/SimaProTop.action>
- Uihlein, A., Schebek, L., 2009. Environmental impacts of a ligno-celluloses feedstock biorefinery system : An assessment, Biomass and Bioenergy, 33, 793-802, doi : 10.1016/j.biombioe.2008.12.001.
- Van der Werf, H. M. G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level : a comparison and analysis of 12 indicator-based methods, Agriculture, Ecosystems and Environment, 93, 131-145.
- Van der Werf, H. M. G., Kanyarushoki, C., Corson, M. S., 2009. An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment, Journal of Environmental Management, 90, 3643-3652, doi : 10.1016/j.jenvman.2009.07.003.
- Weiss, M., Patel, M., Heilmeyer, H., Bringezu, S., 2007. Applying distance-to target weighting methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials, Resource, Conservation and Recycling, 50, 260-281, doi : 10.1016/j.resconrec.2006.06.003.