

第4章 物質循環から見たドイツおよび日本の環境保全型 農業の現状とその発展背景

木村園子ドロテア（東京農工大学）

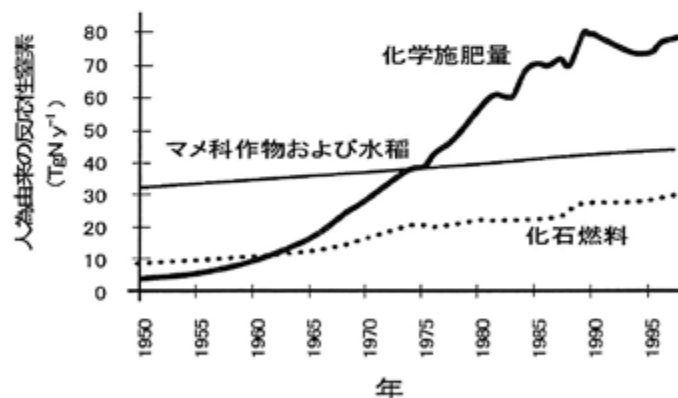
グイド・ハース（ドイツ・ボン大学）

波多野隆介（北海道大学）

1. 窒素循環量増加および偏在化に伴う環境負荷

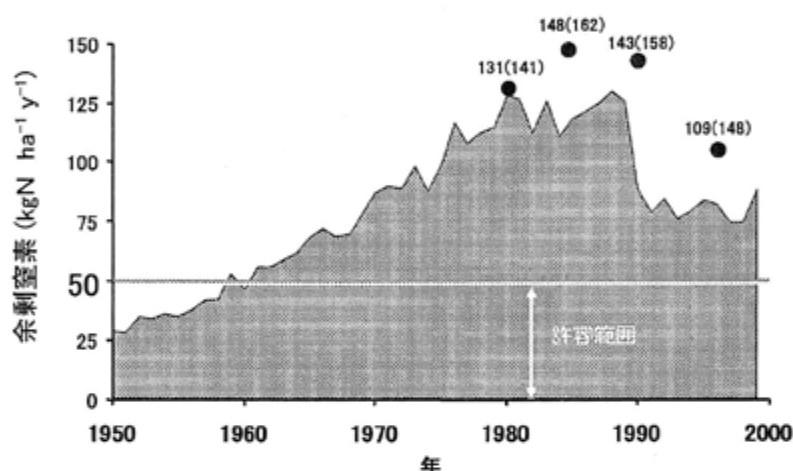
近年、人間活動により生態系における窒素循環量が増加している（Galloway 1998）。1950年から1998年にかけて、化学施肥量は5から78 TgN y⁻¹に増加した（第1図）。マメ科作物および水田の寄与は32から43 TgN y⁻¹に、化石燃料の消費は7から21 TgN y⁻¹に増加した。このように増加した窒素は、放射線や化学・生物的反応に反応性を有し、反応性窒素（reactive nitrogen）と呼ばれる（INI 2004）。反応性窒素は、作物生産の向上をもたらしたが、同時に、地下水・地表水における富栄養化や硝酸態窒素汚濁、亜酸化窒素ガス発生による温室効果、アンモニアガス揮散による酸性化などの環境負荷源となっている。反応性窒素は単純に増加しただけではなくその偏在化が問題となっており、持続可能な窒素循環を構築するには農地、畜産および人間をすべて含んだ系において、窒素フローを定量的に把握する必要がある（Hengsdijk and van Ittersum 2003, Isermann K. and Isermann R. 1998）。2004年10月に南京で行われた第3回窒素会議では「窒素管理に関する南京宣言」が採択され、各国政府にローカルおよびグローバルな窒素循環を最適化するように提言している（INI 2004）。

農地に投入された化学肥料、堆肥と生産量の差は農地余剰窒素と呼ばれる。農地余剰窒素は、特に河川あるいは地下水の全窒素、硝酸態窒素濃度と正の相関を有することが知られており（Jordan et al. 1997, Liua et al. 2003）、水質に対する環境負荷、あるいは一般的な環境負荷の指標として使われる（OECD 2001）。



第1図 1950-1997年における人為由来の反応性窒素（reactive nitrogen, TgN y⁻¹）の発生傾向。
（Galloway 1998）

第2図にドイツおよび日本における農地の余剰窒素（投入量から収穫量を差し引いたもの）の推移を示した（ドイツ：Bach and Frede 1998, 日本：Mishima 2001）。ドイツでは余剰窒素量が1950年では 25kgN ha^{-1} であったのが、1950年代後半に 50kgN ha^{-1} を超え、1980年代半ばに最大 125kgN ha^{-1} となった。東ドイツとの統一により余剰窒素量は急激に減少したが、水質に負荷を与える可能性が高く許容範囲の目安と言われている 50kgN ha^{-1} を大幅に超える値、 75kgN ha^{-1} で収束している。一方、日本では1980年に 131kgN ha^{-1} という高い値が報告されており、80年代半ばで最大 148kgN ha^{-1} となった。1997年には減少し、 109kgN ha^{-1} となったが、やはり基準値 50kgN ha^{-1} の2倍であった。日本では第2図の農地余剰窒素の値に加え、括弧内に家畜ふん尿廃棄量を加えたものを示した。1997年で見掛け上減少したように見えるが実際には1980年よりも高い 148kgN ha^{-1} が負荷量として存在していることが分かる。



第2図 日本およびドイツにおける農地の余剰窒素量

折れ線はドイツの経時的変化。黒丸が日本の圃場レベルの1980年、1985年1990年、1997年の値。黒丸の上の数値は農地余剰窒素量、括弧内の数字は家畜ふん尿、廃棄分を入れた場合の値（単位は $\text{kgN ha}^{-1} \text{y}^{-1}$ ）。

（ドイツ：Bach and Frede 2002、日本：Mishima 2001）

2. ドイツおよび日本の農業をめぐる社会状況・自然環境

ドイツは日本と同様工業国である（第1表、CIA 2004）。日本の人口はドイツの8,200万人より多く1億2,700万人である。1人当たりのGDPはドイツと日本ではほぼ等しく、GDPにおける農業の寄与はどちらの国でも1%前後と非常に少ない。大きく異なるのは農業形態で、農耕地面積が日本では14%であるのに対し、ドイツでは約4倍の55%、農家1戸当たりの面積はドイツでは日本の1.4haの25倍の38haである。また、自給率は日本では28～40%であるのに対して、ドイツでは100%である。

農業が環境に及ぼす影響についてまとめたものを第2表に示した（Geier 2000, Haas et al. 1995, Haas 1996）。ドイツにおける農業は全国土の55%を占めるため、景観に大きな影響を有する。土壌機能については丘陵地における侵食など農業が主な要因であった。生物多様性に農業が及ぼす影響も野生種、栽培種に関わらず大きい。ドイツにおいて、農業が環境に及ぼす環境負荷で最も有名なものは飲料水の水質汚染である。ドイツでは主に地下

第1表ドイツおよび日本における農業をめぐる社会状況の比較

	日本		ドイツ
人口	1億2700万人	>	8200万人
GDP-(1人あたり)	\$ 28,000	=	\$ 27,600
GDP-(分野別)			
農業	1.4%	>	1%
工業	30.9%	=	31%
サービス産業	67.7%	=	68%
国土面積 [km ²]	375,000	>	357,000
土地利用			
農耕地	14%	<	55%
地形	起伏に富み、 傾斜がきつい。		北部は平地、中部は丘陵地、南部は山地。
平均農家面積	1.5 ha	>	38 ha (+/-)
自給率	28% - 40%	<	100% (+/-)

(CIA 2004)

第2表ドイツにおける農業が環境に及ぼす影響

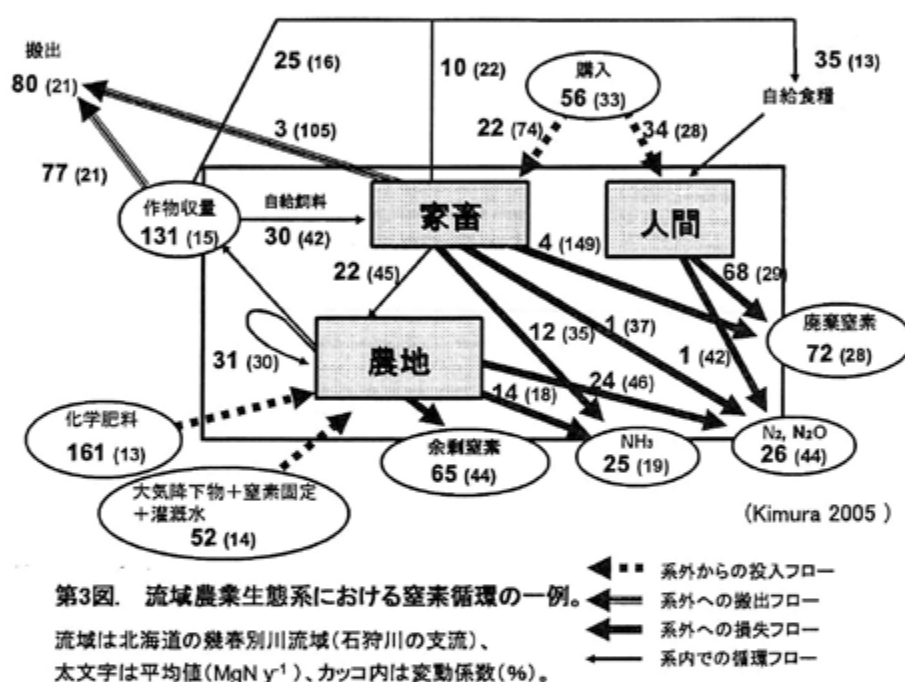
影響の種類	農業の寄与
景観 & 土壌の機能	- 農地は全国土の55%を占める - 丘陵地において土壌浸食がしばしば生じる
生物の多様性	- 農地は平地に生息する生物の主な活動場所、潜在的に高い種の多様性を有する - しかし、同時に種の絶滅の主な原因でもあった - 作物種、品種の多様性を左右する
飲料水の水質	- 多くの地表水および地下水の硝酸態窒素汚濁の主要。 - 地下水を農業で汚染した(地下水の 19%、地表水の 10%が飲料水の基準を超えた)
富栄養化	- 大気へのN放出の 40% は農業由来 - 水質へのN投入量の 51% は農業由来 - 水質へのP投入量の 43% は農業由来
酸性化	- 酸性物質の30% は農業由来
地球温暖化	- 温室効果ガスの8.5% は農業由来
資源の消費	- 全化石燃料消費量のうち3%を農業で消費

(Geier 2000, Haas 1996)

水を飲料水として用いているため、農地による硝酸態窒素の汚濁、農薬による汚染の問題が人間の健康に直接関わっている。既に地下水の 19%、地表水の 10%が飲料水の基準 (50mgNO₃ L⁻¹) を超えている。富栄養化も農業が主な要因である。大気へ放出される窒素の 40%、水質へ投入される窒素の 51%、リンの 43%が農業に由来する。酸性化、地球温暖化、資源の消費に及ぼす影響も無視できない。

日本ではこのような調査はないが、国土に占める農地の面積が小さいことから、影響はドイツよりは小さいものと考えられる。しかし、余剰窒素などが高い値であることから、その狭いところで局所的に負荷が高いと予想される。第 3 図に北海道の石狩川の支流にあたる幾春別川流域において行われた流域生態系における窒素フローの調査結果を示す。

(Kimura 2005)。流域生態系は農地、家畜、人間のサブシステムに分けられ、系外からのフロー、系内でのフロー、系外への搬出フロー、損失フローに分けて考えられる。系外からのフローで最も大きいのは化学肥料(161MgN)で、次いで飼料や食糧の購入(56MgN)であった。購入量を上回る搬出(農産物の販売)が見られ、結果的にこの系における自給率は54%となっていた。損失フローで最も大きいのは廃棄窒素で、余剰窒素と合わせ、137MgNであった。日本における窒素循環の問題は、農地に過剰に投入される窒素(農地余剰窒素)および、系外から持ち込まれ循環しない窒素(廃棄窒素)が主な環境負荷であることが明らかである。



第3図. 流域農業生態系における窒素循環の一例。
流域は北海道の幾春別川流域(石狩川の支流)、
太文字は平均値(MgN y⁻¹)、カッコ内は変動係数(%)。

3. 環境保全型農業の発展背景

以上のように現在、農業は環境にさまざまな影響を及ぼしている。その中でも窒素循環の変化においては農業をめぐる社会状況の変化が主な環境負荷源となっていた。このような状況の中、近年、環境保全型農業を推進する動きがドイツおよび日本両国で盛んに見られる。本報ではドイツの状況について重点的に報告する。

ドイツではEUの環境政策の一環として、1992年より農業環境条例で環境保全型農業に取り組む農業に補償がなされるようになった(European Commission 2004)。2007年1月からは環境保全型農業の普及システムが始まり、全ての農家が一定の基準を満たさなければならなくなる。基準は環境(土壌浸食、土壌有機物、ビオトープの保全など)、食の安全、アニマル・ウェルフェアに関する詳細な規定となる見通しで、それらの基準を満たさない

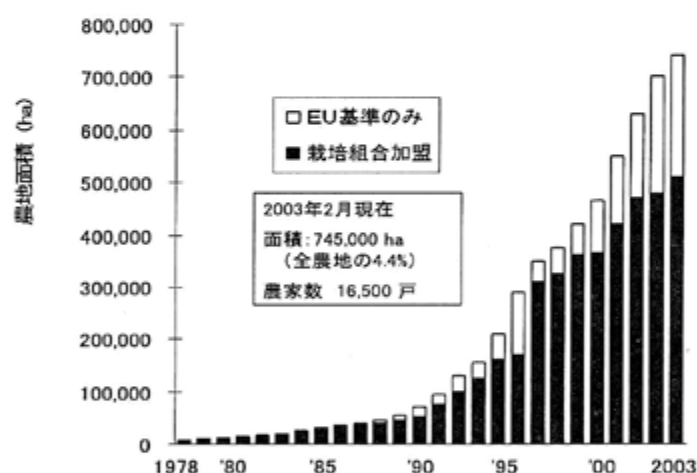
農家に対する罰則規定も有する。

環境保全型農業の中で最も注目されているのは有機農業である。有機農業とは、農家システムを1つの有機体として見なし、できる限り閉じた窒素循環、系内での飼料、養分の自給、土壌機能を保全し、動物の飼育環境に留意する農法である。ドイツの農業は元々の休耕地、秋播きのコムギ、春播きのオオムギ、エンバクや豆類などを組み合わせた三圃制など、輪作体系が基本であった。有機農法とはそれを現代の状況に合わせて発展させた農法と言える。その農法を名乗るためにはEU基準を満たす必要があり、毎年行われる検査で認証され、認証印を得たもののみが市場に流通することができる。EU基準では堆肥の施用量の上限が 170kgN ha^{-1} と決まっており、畜産では飼料の50%以上を農場内で生産しなければならないという制約がある(有機農業法2002年6月批准, 2003年4月施行)。堆肥の施用量の上限により自ずと単位面積あたりの家畜密度が制限され、ヘクタールあたり、成牛なら2頭、豚なら14頭を上回ってはいけないことになる。EU基準は偽有機農産物を排除するために栽培組合がそれぞれ独自に設定していたものを起源とする。これらの栽培組合の基準はEU基準よりも厳しい規定を有する(栽培組合: Demeter, BioLand,

Naturland など)。

1978年、有機農地面積は約8,000haであった(第4図, Soel 2004)。1988年よりEU基準による認証農地が見られるようになり、2003年では約745,000ha、全農地の4.4%、16,500戸に上る。農産物の38%が自然食品店で、33%がスーパーで、17%が農場直売店、宅配や青空市場、7%がパンや肉の専門店で販売される。これらの収入に加え、重要なのが補助金である(第3表, MUNLV 2003)。有機農法への転換1-2年目では毎年、ヘクタールあたり、畑地で400ユーロ、蔬菜園芸では1,000ユーロ、果樹園では2,000ユーロが支払われる。

3-5年目、5年目以降と補助



第4図 ドイツにおける有機農地面積の推移

(www.soel.de)

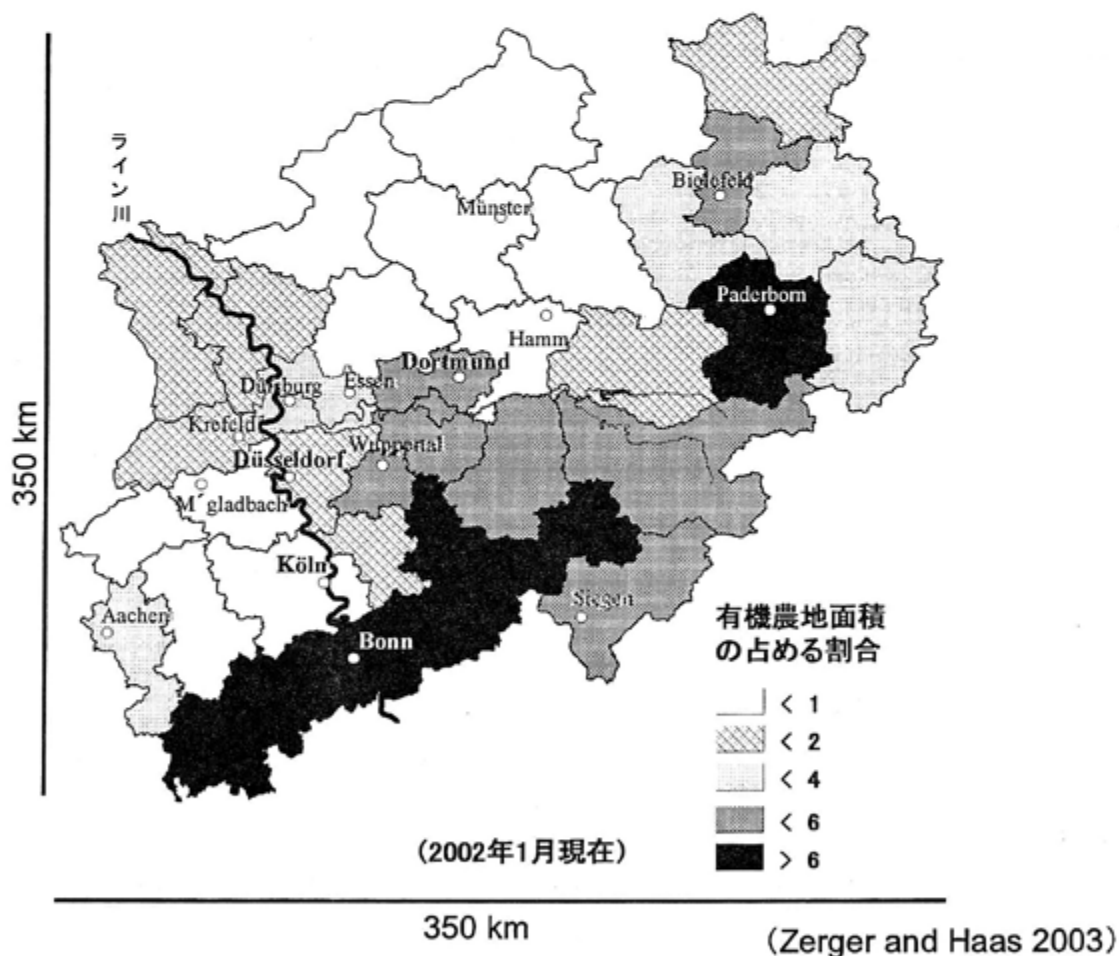
第3表 有機農法への転換で支払われる補助金 [EUR ha⁻¹ y⁻¹]
(ノルライン・ウエストファーレン州の場合)

	1-2年目	3-5年目	5年目以降
畑地および草地	400	200	150
蔬菜園芸	1,000	500	250
果樹	2,000	1,000	700

(MUNLV 2003)

金額は減少するが、常にある一定量支払われ、有機農業への転換を魅力的としている。ドイツ連邦政府は有機農地面積を全農地の20%にすることを目標に掲げており、2002年度では3,500万ユーロを、2003年度では3,600ユーロを推進費として予算に計上している(European Commission 2004)。

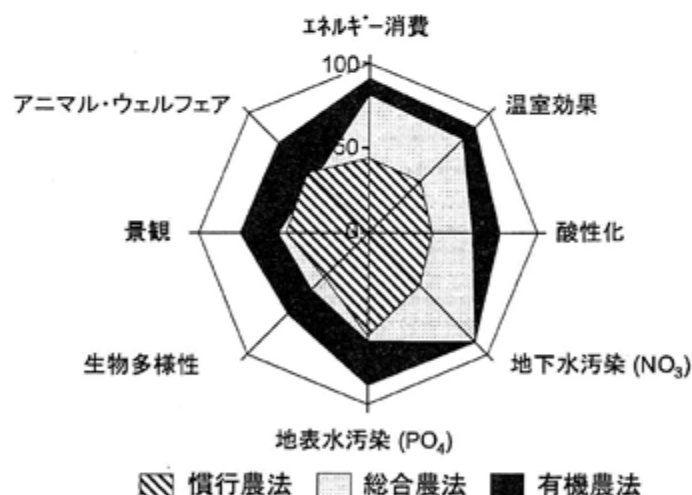
有機農業への転換は粗放的な草地で最も行いやすい。近年急速に増加しているオーストラリア(1,000万ha)、アルゼンチン(296万ha)における広大な有機農地面積で明らかである(IFOAM 2004)。ドイツでも同様に有機農業への転換は中間山地で最も頻繁に見られる(第5図, Zerger and Haas 2003)。中間山地はもともと粗放的に耕作され、主に草地として利用されており、有機農業に転換しやすい利点を持つ。一方低地では大都市(ボン、ケルン、デュッセルドルフなど)が近く、近郊農業で集約的な野菜農家が多く、なかなか環境保全型農業、また厳しい規定を有する有機農業に転換するのが難しい。その一方、飲料水はこれら大都市の近くで需要が多く、高負荷型の慣行農業の改善は緊急に求められている。



第5図 ノルトライン・ウエストファーレン州における有機農地面積の分布

補助金交付の根拠は有機農業の環境保全機能にある。前述のように、有機農法では厳しい栽培基準のもとで生産が行われ、系内での循環に重点が置かれている。ドイツの農業は大きく、①慣行農業・GSP 農業・主流農業と言われるもの、②持続可能農業・総合農業および、③有機農業の3つのカテゴリに分けることができる。前2者は確固とした定義がなく、慣行農業でも環境保全対策が取り入れられ、持続可農業との区別がなくなりつつある。3種の農業の環境影響評価を行った研究例を第6図に示す(Haas et al. 2001)。第6図は望ましい状態を100として示しており、有機農業を、慣行農法および総合農法（総合防除より派生した農法で生物的、物理的、化学的手法を総合的に取り入れて栽培するもの。Good Practice Agriculture と類似）と比べている。総合農法はエネルギー消費、温室効果、酸性化、地下水汚染に関しては慣行農法に対して改善が見られたが、地表水汚染、生物多様性、景観、アニマル・ウェルフェアでは有機農業でのみ改善が認められた。その一方、生産性は有機農業で慣行農法、総合農法に劣ることが多いため、生産と環境負荷のトレードオフのジレンマは免れ得ない。

このような問題は現在ドイツに20あまり存在する大学および公的、私的研究機関で扱われている。どの大学も有機農業を専門とする教授（例：Halle 大学）、研究所（例：Bonn 大学）あるいは学科（例：Kassel 大学）が存在し、窒素循環、雑草管理、農産物の品質評価、環境影響評価などの研究を行い、実験農場での実践を踏まえた研究成果の普及に取り組んでいる。また、有機農法で生産する農家に対しては、3～4人の普及員による連絡体制が取られている。

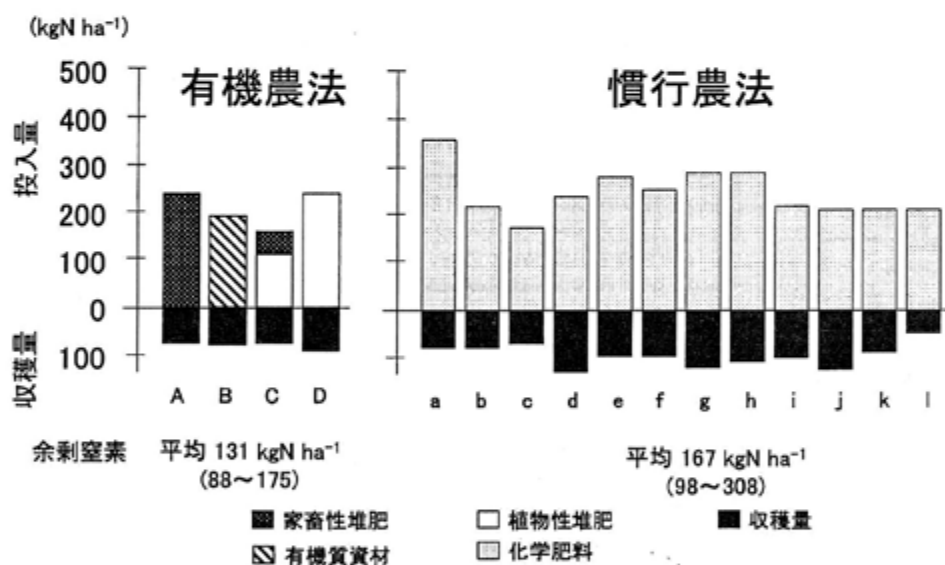


第6図 ライフサイクルアセスメント法を用いた有機農法、総合農法、慣行農法の比較

(アルゴイ地方における酪農家の比較 n=18。望ましい状態を100としている。慣行農法は現在、最も一般的に行われている農法。総合農法とは総合防除より派生した農法で生物的、物理的、化学的手法を総合的に取り入れて栽培するもの。Good Practice Agricultureと類似。)

(Haas et al. 2001)

現在、日本では北海道のクリーン農業など、栽培基準を有する環境保全型農業の推進が目立つ。まだ詳細な研究結果はまとまっていないが、窒素循環から見た問題点について以下に短く報告する。第7図は、2002/03年に北海道中央部で行われた農家調査の聞き取り調査による窒素収支を示している。有機農法は4戸、慣行農法は12戸という限られた値である。有機農法では余剰窒素は平均 131kgN ha^{-1} で慣行農法の 167kgN ha^{-1} に比べるとやや少ない。しかし、それらに有意な差はなく、どちらも基準として考えられる 50kgN ha^{-1} をはるかに上回っている。このような過剰な余剰窒素はタマネギという特殊な作物に限らず、東北地方で行われた有機農法の水田農家の調査などでも 100kgN ha^{-1} という高い値の余剰窒素が見られている (Hasegawa et al. 2005)。有機質資材の肥効を化成肥料と等量求めるための多投入、投入量に上限の存在しない栽培基準が原因と考えられる。また、日本における農業は里山からの落ち葉堆肥、魚カスの投入、人糞尿の還元が大きな養分フローとなっており、農家1戸ではなく地域レベルにおいて循環が形成されてきたと考えられる。そのため、農家1戸内での循環はあまり考慮されてこなかったことも原因と考えられた。



第7図 北海道のタマネギ畑における有機農法および慣行農法の窒素収支の比較

資料: 2002/03に行われた北海道中央部における農家の聞き取り調査による。

4. まとめ

農業生産から生じる環境負荷を軽減することは、今後ますます厳しく求められていくと予想される。特に窒素循環において農業が及ぼす影響が大きく、地域における窒素循環の全体像を踏まえて圃場への投入量を管理していかななくてはならない。ドイツにおける環境

保全型農業の発展背景には深刻な地下水の硝酸態窒素汚濁があった。また、そのため、農家 1 戸内での養分循環が可能な限り閉じている系が目標とされ、厳しい栽培基準下、環境負荷の低減につながる栽培体系が確立されてきた。将来的には環境保全型農業全般に対して厳しい規定が制定され、個々の農家の窒素収支に罰則を伴うものになる。一方、日本の農業はドイツの農業に比べ元々外部からの投入量に頼った農業であり、農家 1 戸当たりでの窒素収支という観点が定着してこなかった。現に、日本の有機農法における投入資材がその農家に由来しているという場合は少なく、他の農家からの家畜性堆肥や市販の有機質資材の購入によっている場合が多い。日本では農家の規模が小さいため、農家 1 戸内での循環は難しい。ドイツのような農家あたりでの循環を目指した農業ではなく、地域での物質循環を考慮した環境保全型農業の確立が必要と考えられる。

[参考文献]

- [1] Bach M. and Frede H.-G. 1998: Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany - Methodology and trends 1970 to 1995. Z. Pflanzenern. Bodenk. 161. 385-393.
- [2] European Commission 2004: Common Agricultural Policy (CAP) reform. Cross Compile. <http://www.cross-compliance.com/>
- [3] Galloway J.N. 1998: The global nitrogen cycle: Changes and consequences. Environ. Pollut. 102. 15-26.
- [4] Geier U. 2000: Anwendung der Ökobilanz-Methode in der landwirtschaft - dargestellt am Beispiel einer Prozeß-Ökobilanz konventioneller und organischer Bewirtschaftung. PhD. Bonn Univ. p99. (in German)
- [5] Haas G. Geier U. Schulz D. and Köpck U. 1995: Klimarelevanz des Agrarsektors der Bundesrepublik Deutschland Reduzierung der Emission von Kohlendioxid. Berichte über Landwirtschaft 73. 387-400. (in German)
- [6] Haas G. 1996, Ressourcenverbrauch im Organischen und Konventionellen Landbau: Einsatz fossiler Energie. In: KTBL-Arbeitspapier Aktuelle Arbeiten aus Landtechnik und landwirtschaftlichem Bauwesen zur BML-Arbeitstagung

Dresden, No.121, p95-101, in German

- [7] Haas G. Wetterich F. Köpcke U. 2001: Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83. 43-54. (in German)
- [8] Hasegawa H. Furukawa Y. and Kimura S.D. 2005: On-farm assessment of organic amendments effects on nutrient status and nutrient use efficiency of organic rice fields in Northeastern Japan. *Agric. Ecosys. Environ.* (in press)
- [9] Hengsdijk H. and van Ittersum M.K. 2003: Dynamics in input and output coefficients for land use studies: a case study for nitrogen in crop rotations. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 66. 209-220.
- [10] IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) 2004: The World of Organic Agriculture 2004 Statistics and Emerging Trends. Ed. Willer H. and Yussefi M. p170.
- [11] INI (International Nitrogen Initiative) 2004: <http://www.initrogen.com/>
- [12] Isermann K. and Isermann R. 1998: Food production and consumption in Germany: N flows and N emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 52. 289-301.
- [13] Jordan T.E. Corell D.L. and Weller D.E. 1997: Effect of agriculture on discharges of nutrients from coastal plain watersheds of Chesapeake bay. *J. Environ. Qual.* 26. 836-848.
- [14] Kimura S.D. 2005: Creation of an Eco-Balance model to assess environmental risks caused by nitrogen load in a basin-agroecosystem. PhD Thesis. Hokkaido Univ. p151.
- [15] Liua X. Jua X. Zhanga F. Pana J. and Christie P. 2003: Nitrogen dynamics and budgets in a winter wheat-maize cropping system in the North China Plain. *Field Crops Res.* 83. 111-124.

- [16] Mishima S. 2001: Recent trend of nitrogen flow associated with agricultural production in Japan. *Soil Sci. Plant Nutr.* 47. 157-166.
- [17] MUNLV (Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Nordrhein-Westfalen) 2003: Auf Ökologischen Lanbau umstellen – Leitfaden- Beistpiele- Förderung-Adressen. Düsseldorf MUNLV. Ed Referat Ökologischer Lanbau. p76. (in German)
- [18] OECD (Organisation for Economic Co-Operation and Development) 2001. Environmental indicators for agriculture. Methods and results. Vol 3. OECD. Paris, France p 409.
- [19] Soel (Stiftung Oekologischen Landbau) 2004: www.soel.de (in German)
- [20] CIA (Central Intelligence Agency) 2004: The World Factbook. Washington, DC. CIA. www.cia.gov/cia/publications/factbook
- [21] Zerger C. and Haas G. 2003: Ökologischer Lanbau und Agrarstruktur in Nordrhein Westfalen. Atlas und Analse. Verlag Dr. Köster, Berlin. Ed. Haas G. p81. (in German)