

EUにおける農業環境事業の概要と 生物多様性保全におけるその有効性

紺野康夫

(受付 : 2023 年 5 月 11 日, 受理 : 2023 年 6 月 30 日)

Agri-environmental schemes in EU and their effectiveness on biodiversity conservation

Yasuo KONNO

摘 要

ヨーロッパにおける農業環境事業 (Agri-environmental schemes) は、農業者がみずからの農地で行う環境の向上に資する行為にたいして、当該農業者に報酬を支給する環境支払いの一つである。EU 加盟の 27 ヶ国だけでなく、EU 離脱後のイギリスや非加盟国のスイスやノルウェーでも実施されているので、農業環境事業は、ヨーロッパにおける広範囲な農業景観の生物多様性を保つ重要な政策手段となっている。農地は EU 全面積の 42% を占めるため、農地での生物多様性の保全は、EU 全土における生物多様性の保全にも結びつく。このことから、農業環境事業は、EU 全域における生物多様性を保全するうえでも重要な役割を果たす。事業が導入されたのは 1992 年である。第 2 次世界大戦後に急速に広がった化学肥料や殺虫剤・枯草剤などの多投入と家畜の多頭飼育は農業の集約化を招き、農村の景観の美しさや生物多様性を喪失させただけでなく、農業起源の深刻な地下水汚染を引き起こした。これが農業にたいする危惧と厳しい世論をまきおこし、EU の共通農業政策 (CAP) に対する一大改革であったマクシャリー改革 (1992 年) に、現在につらなる農業環境事業が取り入れる圧力となった。事業は、農業景観とそこでの生物多様性の保全にくわえて、硝酸塩窒素による水系汚染の防止を EU 共通の主要な目標としている。一方、農業環境事業の実施設計は加盟国に任されているので、実施される内容や重点は加盟国によって様々である。北西ヨーロッパの加盟国の農業環境事業の共通点は、農業者が広く参加できるオプションと、対象となる環境や目的を絞った、より高度なオプションの 2 層から構成されていることである。ただイギリスの構成国の一つであるイングランドが生物多様性を前面に出しているのに対して、北西ヨーロッパの大陸諸国は農業の粗放化が前面に出ているという違いがある。イングランドでは多くの農家が参加できる第 1 層から生物多様性への対策を細かく規定するのに対して、大陸の諸国では第 1 層での生物多様性への対策は、粗放化による間接的なものが多いという点で蓋然的であり、より具体的には第 2 層が担う。農業環境事業には莫大な予算が投じられてい

帯広畜産大学非常勤講師

連絡先 : nonokusa39815@gmail.com

て、その成否が欧州の生物多様性を守る上で極めて重要であることから、その有効性が厳しく問われている。このことを受けて、有機農業もしくは農業環境事業の有効性をメタアナリシスという分析手法によって総合的に検討した5つの論文は、有機農業であれ農業環境事業であれ、いずれも生物の種数もしくは存在量（個体数や質量）を有意に高めていることを確認した。

キーワード：CAP マクシャリー改革 クロス・コンプライアンス 環境支払い 有機農業

目次

- 1 始めに
- 2 EUにける直接支払いと農業環境事業の簡単な紹介
- 3 EUにおける農業政策—マクシャリー改革まで
- 4 マクシャリー改革とは
- 5 農業環境事業導入までの道のり
- 6 マクシャリー改革から2017年までの農業環境事業の変化
- 7 基礎的支払い要件の変化 — 高度化の歴史
- 8 農業環境事業の実際
- 9 学術と農業環境事業の策定
- 10 農業環境事業の有効性—生物多様性を高めているか？
- 11 付録
- 12 終わりにあたって
- 13 謝辞
- 14 引用文献

1 始めに

EU（ヨーロッパ連合）における農業環境事業は、マクシャリー改革と呼ばれる1992年におきた欧州共通農業政策（CAP Common Agriculture Policy）の一大転換にもなって導入された。みずからの農地で行う環境の向上に資する行為にたいして、当該農業者に報酬を支給する環境支払いの制度である（注1）。農業者にとって農業環境事業にとりくむことは、収入の向上だけでなく、事

業によって豊かになった生物群集による、病害生物や害虫の抑制、作物の受粉率の向上といった生態系サービスを手に入れることができる（Rey Benayas and Bullock 2012; Pywell ら 2015）。いっぽう納税者は、伝統的で美しい農業景観と、そこにおける高い生物多様性、良質な水環境といった公共財を得ることができる。農業環境事業はEU加盟国が履行すべき義務となっていることから、2023年3月現在EU加盟全27カ国で実施されている。さらにEUを離脱したイギリスでも、EU未加盟のスイス、ノルウェーでも実施されているので、いまや農業環境事業は、農地景観での生物多様性の保全をはかるヨーロッパにおける中心的な政策的手段となっている（和泉 2013; Batáry ら 2015）。

第二次世界大戦後に急激に広がった集約的な農業による農地景観や生物多様性の破壊に対して、1980年代になると日増しに非難が高まった。農村景観の破壊がそれほどまでに大きな問題となったのは、ヨーロッパに暮らす人々が農業の作り出した景観やそこにすむ生物に強い愛着を持つためである（和泉 1989; Batáry ら 2015）。また、農業景観での生物多様性の喪失がヨーロッパで大きな問題となるのは、農地がEU全面積の42%を占め、全種数の50%を持つため、農地での生物多様性の大きな喪失が、EU、ひいてはヨーロッパの全域における生物多様性の大きな喪失に直結するからである（欧州環境政策研究所 2008）。日本におけるような里山や奥地での高い生物多様性を多くは期待できないため、日本人が農地景観での深刻な生物多様性の喪失にやや鈍感なことと比べると、ヨーロッパに暮らす人びとは農地景観での生物多様性の喪失には敏感にならざるをえない（ヨーロッパにお

いて、農地における生物多様性の消失が最初に気づかれたので鳥類であるので、そのことを報告したいいくつかの論文を注2で紹介する)。

ラッカムは、「The history of the countryside - The classic history of Britain's landscape, flora and fauna」(Rackham 1986)の日本語版(「イギリスのカントリーサイド 人と自然の景観形成史」ラッカム 2012)への追加で次のように述べた。「1945年以降の変化に関して私は(補注 1986年の原著で)憂鬱に論評した。(中略)しかしそれは誤りであった。その後の数年で状況は劇的に好転した。第一に、破壊の二大要因である近代農業と植林事業がともに冬の時代を迎えたことである。第二に、土地所有者と一般の人びとがともに農村地域についてより正しい情報を得ようになり、その生態的価値や歴史的構造の価値を理解したことである。第三に、保護団体、とくにボランティアな団体が次第に力をつけてきたことである(注3)。(中略)由緒ある樹林地で1985年以降に破壊されたものはほとんどない。生垣(hedgeヘッジ)の破壊は1980年代にはほとんどなくなった」。ラッカムが言う、劇的な好転をもたらした原動力となったのは、農地の景観や生物多様性にかんする北西ヨーロッパを中心とする関心の高まりである。そしてそれが力となり、EU農政における一大改革であるマクシャリー改革において、EU全域での農業環境事業の導入につながった。

マクシャリーの改革が開始された1992年には、農地における農業環境事業と並んで、EUにおける自然保護のもう一つの根幹となる生息地指令(habitat directive)が採択された(「指令」については5.2節を参照のこと)。この指令では250タイプの生態系のほか、動物約200種と植物500種以上が保護対象とされた。EUでは、この生息地指令を手始めに、Natura 2000による広大な保護地の指定と保護地間のネットワークの構築が始まった。生息地指令やNatura 2000が保護地の指定による自然保護を目指すものであるならば(八巻 2005; Maioranoら 2015)、農業環境事業は指定された保護地の外での自然保護をめざすものと言えるだろう。EUはこの二つの仕組

みによって、都市を除くほぼ全土が何らかの保全の仕組みを持つことになった。農業環境事業が持つ資金は莫大であり、他の自然保護事業の資金規模を上回る(Batáryら 2015)。それは営農を続けながら自然に配慮するという範囲を超えて、農業をやめてみずからの農地を自然に復元することにもイギリスでは使われている(トゥリー, 2020)。ただし、このような自然保護政策の実施にもかかわらず、ヨーロッパでの生物多様性は減少し続けていて、増加への反転が引き続き模索されている。

日本においても、農業景観下の生物多様性は様々な原因によって減少し続けている。農地改善事業がもたらした水田畦畔における植物相(Matamura and Takeda 2010; Uematsuら 2010; 丑丸 2012; 松村ら 2014; Uchida and Ushimaru 2014)やチョウ類、植食性昆虫類の貧困化(Uchida and Ushimaru 2014)、水田の中干しや新たな農薬の使用によるトンボ類の減少(Kiritani 2000; 宇根 2001; 桐谷 2004; 神宮宇ら 2009; Jinguujiら 2012; 上田と神宮宇 2013)、農地放棄や管理不行き届きによる里山や草原の遷移の進行による植物やチョウ類や植食性昆虫類の貧困化(須賀 2012; Uchida and Ushimaru 2014)がおき、2009年から2020年までの日本における鳥類の個体数は、森林の鳥が7%増加したのに対して、里の鳥が17%減少し、農地草地の鳥が27%減少した(この値はKatayamaら(2023)をもとに、日本自然保護協会が計算したものである(日本自然保護協会(2023))。都市化や農地拡大による森林や湿地などの生育地の消失(Konno 2002)もおきている。

日本における農業環境事業は、2007年に導入された「農地・水・環境保全向上対策事業」が最初であり、これより分離して2014年に多面的機能支払と2015年に環境保全型農業直接支払交付金の二つができた。これらは農地における生物多様性の減少を防ぐための重要な政策手段になりうるものである。農業環境事業ともいえる現行の環境保全型農業直接支払交付金が支援をしている「冬水田んぼ」事業は、水鳥の越冬地を提供するという新たな生物の生育地を創出した。ただ、このような例はあるものの、環境保全型農業直接支払交付金は生物多様性の保

全に十分生かされているとは言えないのが現状である。

2021年に策定された「みどりの食糧戦略」では、2050年までに化学農薬の使用料を50%削減し、化学肥料の割合を30%削減することを目指している。また、国際水準に達している有機農業の取り組みが耕地に占める面積割合を2050年までに25%に拡大する野心的な目標も定めていて、これらの目標が達せられれば、農地における生物多様性だけでなく生態系サービスの向上も期待される。有機農業的な耕作は、減農薬や無農薬をつうじて害虫の捕食者であるクモ類を増加させることができるからである(桐谷 2004; Takada ら 2014)。しかし、どんなに政策目標が良くても、農業者が納得しなくては効果が上がらない。農業環境の保全をめざす直接支払い、政策的な配慮があれば農地の生き物の賑わいを守り、育てようとする農業者のやる気を引き出すことができるという(宇根 2001)。

さらに、このような直接的な効果だけでなく、農地は農村地域に残存する林や河川などの残存自然を包含する基質(マトリックス)をなしており、農地の生物多様性や生態系サービスが全般的に高ければ、間接的な効果として面積の小さい残存自然地においても豊かな生物多様性を保つことが出来る(山浦・森 2011; Kuroe ら 2011)。したがって、農地における生物多様性や生態系サービスを高めることは、直接的、間接的に農地景観レベルの生物多様性や生態系サービスを高め、その農地を含む景観が、近年重要視されている「指定地外有効保全地」(紺野訳)(OECD)(道家 2022)となることにもつながる(OECD: Other Effective area-based Conservation Measures. 指定された保全地域ではないが、効果的な生物多様性保全が行われている場所、「自然共生サイト」とも呼ばれる)。

これらのことから、現在、農業景観における生物多様性や生態系サービスを向上させる、実効性が高く、費用対効果大きい、日本に即した農業環境事業が必要とされている。それは日本人の多くに支持され、参加する農業者が多く、かつ農業収入の向上にも資する使い勝手のよいものでなくてはならない。さらには個々の農家だけ

ではなく、地域としての農村の文化的・経済的な豊かさを増進させるものでもあって欲しい。そこで、そのような日本的農業環境事業を考えるさいの参考になることを願って、先進地であるヨーロッパにおける農業環境事業について紹介することとする。はじめにマクシャリー改革で事業が導入されるまでの経緯を紹介し、続いて、その後の変遷、事業の内容、事業の効果について紹介する。本稿では2015年までを扱うことにし、イギリスのEU離脱以降のことは参考程度に触れる。

(注1) 農業を営む経営体には様々なものがあるので、農業者に統一した。欧州での多くの経営体は個人経営であり、企業体が多いフランスでもその実態は個人である。

(注2) ヨーロッパの農地に生育する鳥類は、数千年にわたる粗放的な農業に適応しており、鳥類の種数の減少や分布域の縮小は農業の放棄によっても(Queiroz ら、2014)、近年の集約化の進行によっても起こる(Tucker 1997; Chamberlain ら 2000; Donald ら 2001; Newton 2004, 2017)。この注ではヨーロッパにおける鳥類の減少や、農業の集約化の進行と鳥類の減少との関係を扱った報告について個別に紹介する。

Fuller ら(1995)は、イギリスの鳥類調査・保護団体であるBritish Trust for Ornithology (BTO) が主催する二つの長期鳥類調査のデータにもとづいて、1962年以来、農地で起きている鳥類の分布と個体数の変化を示した。その長期鳥類調査の一つであるAtlas of Breeding Birds (ABB) は、分布調査である。イギリスとアイルランドを10km四方に分け、ごく一部を除いた全域で種ごとの鳥の有無を調べていて、Fuller らはそのうちの1968-1972年と1988年-1991年の2回の調査結果を用いている。もう一つの長期調査であるCommon Birds Census (CBC) は個体数センサスであり、固定されたプロットで1962年以来毎年調べられている。Fuller らのまとめによれば、ABBのデータから、農地鳥28種のうち24種(86%)の分布範囲が縮小していたことが分かった。いっぽう非農地鳥174種で分布範囲が縮小したのは

89種（51%）であった。もう一つの長期調査であるCBCのデータから経年的個体数変化を推定できたのは農地鳥で18種あり、そのうち15種（83%）で個体数が減少し、その減少した種のうち7種（39%）が50%以上の減少をしていた。農地と非農地鳥の両方に生息し、いずれでも経年個体数変化を推定できた30種では、農地で平均10.9%の個体数減少があった一方、非農地では逆に平均6.5%の個体数増加をしていた。以上の結果は、いずれも農地での鳥類の減少が激しいことを示している（ABBとCBCの調査について、詳しくは9.1注1を参照されたい）。

Siriwardenaら（1998）も1968年から1995年までのCBCセンサスデータを用いて、農地のみに出現する鳥（specialist）13種では減少が顕著（平均30%の減）なのに対して、広い範囲に出てくる鳥（generalist）29種では逆に増えていて（平均23%の増）、これも農地での鳥類の減少が激しいことを示した。その減少が開始する時期を検討したところ、1970年代に多くおきていることが分かった。

Krebsら（1999）は現在起きている農地鳥の減少について、Natureに「第2の沈黙の春？」というタイトルで論文を掲載した。第1の沈黙の春の原因が有機塩素系殺虫剤であったのに対して、第2の沈黙の春の原因は農業の集約化と工業化であるとした。農地鳥全体の減少についてはSiriwardenaら（1998）の結果を引用し、論文中に示した減少の激しいいくつかの鳥には個別の研究を引用している。さらに当時CAPが進めようとしているAgenda2000農業政策やCAPにおけるEnvironmentally Sensitive Area、当時のイギリスの農業環境政策であった田園スチュワードシップ事業（Countryside Stewardship Scheme）を紹介している。掲載誌がNatureなのでしばしば引用されてきた。また、報道関係が注目するであろう論文タイトルであることもあいまって、研究者だけでなく一般の人びとが、農業の集約化や農地鳥の減少について関心を持つことにも貢献したのと思われる。

Chamberlainら（2000）は、イギリスにおける農業の

集約化と農地鳥の個体数の変化との関係を検討した。農業データは作目、家畜、草地、休耕地、肥料、農薬など31項目からなり、経年変化を知るため、これらに関する1962-1995年の値を用いた。対する農地鳥にかんする個体数データは、1962-1996年の農地鳥29種にかんするCBCセンサスの値を用いた。この2つのデータから農地の集約化が進むと、農地鳥の個体数が減少することが図示された。ただ農業の集約化と農地鳥の減少の開始時期には数年のずれがあり、農業の集約化がすでに1971年に始まり1988年まで進行したのに対して、鳥類の減少は遅れて1977年から始まり1988年以降も続いた。この開始期のずれの原因については推測するしかないが、彼らは個体群の密度依存性と餌を食うさいの機能的反応にその理由を求めた。

Donaldら（2001）は、ヨーロッパ29ヶ国における20年間（1970-1990年）の鳥類の個体数と分布の変化を国別にえた。その結果によれば、個体数が増えている国はなく、その減少は1993年における穀物生産量が大きい国ほど激しかった。そこで、問題にした20年間の各々の国の鳥類の個体数の平均変化（負値）を、1993年の各々の国の面積あたり穀物生産量に対して回帰してみたところ、負の傾きと決定係数 $r^2 = 0.29$ ($p = 0.002$) をえた。穀物生産量の多い国ほど鳥類の個体数が減少していて、国家間の減少の大きさの違いは、穀物生産量の違いだけでかなりの部分を説明できてしまうという結果である。このことは穀物生産量を、乳牛あたり牛乳生産量や農業就労者あたりトラクター数に変えても同じであり、農業の集約化が進んでいる国ほど、農地鳥の減少が大きいことが分かった。Fullerら（1995）やSiriwardenaら（1998）が疑い、Chamberlainら（2000）がイギリスで示した農地鳥の減少と農業の集約化の相関は、ヨーロッパ各国を比べても示されたのである。

RobinsonとSutherland（2002）は、農業の集約化を項目毎に分かり易く図化していて、Newton（2017）にもその図がいくつか使われている。種子食の農地鳥の減少については、非繁殖期の餌となる種子の供給が減ったことによる可能性が高いと指摘した。

Newton (2004) は、それまでに発表された農地鳥の減少原因について調べた多数の報告を整理し、広範な農地鳥を深刻な減少に追い込んだ主要な原因を4つ、それほど広範ではないが農地鳥を減少に追い込んだ原因を2つ挙げた。4つの主要な原因とは、(A1) 殺生物剤（とくに除草剤）、(A2) 晩夏の畑起こしと播種（春まきから秋まきへの穀物栽培の仕方の変化）、(A3) 平地における草地の排水とその後の集約管理、(A4) 平地ではウシ、丘陵地ではヒツジの放牧家畜数の増加であり、2つのそれほど広範ではない農地鳥を減少に追い込んだ原因とは、(B1) 生垣の除去、(B2) 耕地、草地の収穫の早期化である。これら6つの原因のうち、(A1) の除草剤の適用は、雑草を減らすことで雑草種子を減らすだけでなく、雑草に付く無脊椎動物も減らすことで、二重に鳥類の餌を減らす。(A2) の晩夏の畑起こしでは、冬期に雑草が育たず、深刻な餌不足となる冬期に種子餌がなくなる。また、すぐ播種して秋まき作物を育てることで翌春に密生した植生が出現し、春まき作物には存在した、疎生した、地上営巣性鳥類の営巣に適した植生がなくなった。秋まき栽培への転換は、(B2) でいうところの収穫の早期化もおこし、繁殖中の鳥類の巣を破壊することになる。ヒバリやウズラクイナ (Corncrake) は、秋まきへの転換が急激に進んだことで個体数を減少させた。(A3) はそれまで粗放管理がなされていたことで多くの鳥類が生息地としていた、湿性草地の排水である。ほとんどの場合、そのあと鋤で起こし、生産性の高い牧草種の種子をまき施肥をするなどの集約管理をする。これにより湿性放牧地にいた水鳥が消え、それまで1回しか草刈りしなかったのが早くから多数回草刈りをするようになって、新たな鳥が繁殖地とするのもむずかしくなった。(A4) の家畜数の増加が起きると、鳥の巣が踏みつぶされたり、短い草丈の様な草地となり捕食者に見つかりやすくなったりする。(B1) 生垣の除去は、生垣の密度が低いほど鳥類の数は少なくなるので、鳥類の減少に結びつく（5.5節注参照）。(B2) 耕地、草地の収穫の早期化についてはすでに触れた。

(注3) 1889年に設立された英国鳥類保護協会 (RSPB) の会員数の変化を以下に示す。

1960年 1万人超
 1969年 5万人超
 1972年 10万人超
 1975/76年 20万人超
 1979/80年 30万人超
 1986年 40万人超
 1989年 50万人超
 1994年 86万人超
 1996年 92.5万人超
 2023年現在 120万人

イギリスの人びとの環境への関心は、次のことからもうかがわれる。「1982年に行われた世論調査では、53%の回答者が『環境を保護するためならば所得税を1%余計に支払っても良い』と答え、また31%の回答者が過去1年のうちに何らかの環境保護団体に寄付を行ったと答えた」（和泉 1989）という。ちなみに日本野鳥の会の会員数は2023年現在で3.5万人、日本自然保護協会の会員数は同じく2023年現在で9.2万人である。

2 EUにける直接支払いと 農業環境事業の簡単な紹介

詳しくは後にゆずるとして、ここでは2017年までに行われたEUにける直接支払いの受給要件と農業環境事業を一瞥する。EUにける直接支払いの歴史とその内容は、石井 (2014) が手際よく解説している。

CAPは二つの柱からなり、その予算の80%が第1の柱に当てられる。第1の柱の中心は基礎的支払いと呼ばれる農業者への直接支払いであり、EUにおける農業の主要な保護手段となる。基礎的支払いは、マクシャリー改革で農産物の価格を低下させたことによる農業者の収入減を補填することを目的として始まった。一方、農業環境事業への支払いは、農村振興や環境などの社会的支払いをおこなう第2の柱にある。第1の柱に対する配分額は

2007-2013年の7年間で2,945億ユーロであり、そこから支払われる基礎的支払いは農業者所得の、畑作農業者で45%、畜産農業者で30%を占める(和泉 2013)。第2の柱では、CAPからの配分に各国が加算することで同じ7年間で1,440億ユーロとなり、第1の柱のほぼ1/2の額となる。主要な予算は農村地域の改善に用いられ、ソフト事業が主である。

農業環境事業は、この第2の柱の予算の46%を占める第2軸に含まれる。第2軸は環境と農村空間の改善をめざすものであり、農業者に対する農業環境事業での支払いの他に、森林環境にかんする支払いや、Natura 2000による指定地内の農地への支払いも存在する。ただし、加盟国によって第2の柱に占める第2軸の割合は大きく異なり、フィンランド、アイルランド、英国、オーストラリア、スウェーデン、デンマークで60%以上を占めるのに対して、ブルガリア、ルーマニア、マルタではCAPによる義務的水準である25%にとどまる。全ヨーロッパのレベルで見れば、このように配分される農業環境事業の予算が、EU地域の自然保護にかかわる全予算と匹敵するほどの大きさを持ち、「始めに」でも述べたように、脱退したイギリスやEU非加盟国であるスイスやノルウェーでも行われていることから、ヨーロッパ全体を覆う規模の地理的範囲を持っている。農業環境事業が、それが持つ予算規模とそれが覆う地理的範囲からみて、ヨーロッパにおける環境と生物多様性を守る重要な政策手段となっていることがわかる(Batáryら 2015)(注)。

農業者は第1の柱にもとづいて基礎的支払いを受けるが、無条件で受給できるわけではない。受給には1992年の開始時点からセット・アサイドと呼ばれる減反が条件として付与され、1999年からはクロス・コンプライアンス(交差要件)が加わり、これらの遵守が受給条件となった(2008年にエネルギー作物などの農産物の増産の必要が生じ、義務的セット・アサイドの中止があった)。クロス・コンプライアンスの採用ははじめ加盟国に任されていたが、2003年に加盟国の義務となり、今では全ての加盟国で行われている。クロス・コンプライアンスを守ることは決して難しいことではなく、通常の営農に

心配りを持てば達成できるものであって、農業が外部におよぼす環境負荷や生物多様性の消失を抑制し、持続可能な農業を行うために守るべき最低線とされる。

クロス・コンプライアンスの要件は、法定管理要件(Statutory Management Requirements, SMRs)と農業および環境の適正条件(Good Agriculture and Environmental Condition, GAEC)の二群からなり、法定管理要件は環境保護、食糧安全性、家畜と作物の健康、家畜福祉にかんする18のEU法令(規制および指令)で構成され、一方、農業および環境の適正条件は、土壌保護、土壌有機物と構造の維持、動植物生育地の悪化回避、水質管理にかんする義務条項から構成される。法定管理要件が全ての加盟国に一律に適用されるのとは違って、農業および環境の適正条件は、国によっておかれる重点が異なる。通常の営農に心配りを持てば要件を達成できると上で書いたが、水質汚染に関わる項目の遵守には他の要件と比べてより丁寧さを求められる。

2013年になるとクロス・コンプライアンスとは独立した範疇として、グリーン条項による要件が新たに基礎的支払いに加わった。グリーン条項については7.4節で解説する。

(注) 名古屋で2010年に行われた生物多様性条約COP10では、それまで対価を払うことなく採集できた開発途上国の遺伝資源に経済的価値を与えた。また、生態系が行っているさまざまな人間に対するめぐみを経済的に評価する生態系サービスの考え方も広まっている。これらは生物多様性を経済活動の中に組み込む試みである。一方、EUにおける農業環境政策は支払いを伴うため、COP10が開催されるずっと以前から生物多様性が農業経済の一部となっていて、したがって長く農業経済学の研究対象となっている(和泉 1989; フェネル 1997; 石井 2001; 荘林 2012; 平澤 2014; Hodge 2014; 石倉・藤井 2021)。

3 EUにおける農業政策 —マクシャリー改革まで

ヨーロッパ連合 (EU) 加盟国は、CAP (Common Agriculture Policy 共通農業政策) に大枠を規定され、そのもとで自国の農業事情に応じた農業政策を行っている。CAP には、域内単一市場、共同体優先、財政の連帯の三つの原則がある。そのうち、域内単一市場は域内の共通価格設定によって実現され、共同体優先は輸入課徴金を課すことによる域外からの農産物輸入の障壁を設けることによって実現され、財政の連帯は CAP の運用にかかわる費用を EU が負担することによって実現される (豊 2016)。共通価格は域内で最も高い価格であったドイツの価格に近い値に設定され、余剰が生じても無制限に買い上げられる仕組みになっていたため、農業者は生産量の拡大をひたすらめざした。CAP 自体も農業の近代化や規模拡大を支援する補助金政策をとったことから、大型機械を用いた農地の大規模化や、耕地や草地への化学肥料や薬剤の多投入、家畜の多頭飼育などによる農業の集約化が進み、結果として後に EU が苦しむことになる域内農産物の過剰を招いた。過剰に直面した EU は、その過剰分を輸出補助金によるダンピングで域外輸出を行い、このことによって世界市場を混乱させたとして、WTO の GAT ウルグアイラウンド貿易交渉においてアメリカやオーストリアなどの既存の農業輸出国から厳しく追及されるまでになった。1980 年代になると過剰抑制のためいくつかの政策がなされたが、その根本原因である価格政策に手を付けなかったため、いずれもうまくいかなかった (フェネル 1997)。

しかし、これだけ厚い保護を一見受けながら、この間の農業者収入が順調だったわけではない。1973-1992 年に農産物の体積は 35% 増えた。年率 1.5% の増加であり、一方この間の人口の増加は年率 0.29% にすぎなかった。やがて現れた農産物の過剰により、農産物の価格は保証価格のもとでも年率 3% で下降し、農業部門の収入も年率 2.5-2.8% 下降した。機械化や農薬の多投入により、時間あたりの生産量が 2 倍に増えたにもかかわらず、農

業労働者の収入はいっこうに向上しなかったのである。ちなみに、この間の全産業での平均収入は年 1.5-1.6% 上昇している。増えない収入に対して、農業者は生産調整ではなく一層の集約化による生産量の増大で対抗しようとした (Robson 1997)。CAP が設定した保証価格は農業者規模にかかわらず一律であるので大規模農業者には大きな純益をもたらしたが、設定補償価格の低下は、多くの小規模農業者や土地生産性の低い農地で耕作をしている農業者にとって経営の継続を困難にした。CAP に規模の違いを考慮した特別な助成策があったわけではなく、豊 (2016) は最近に至るまで改善はいちじるしく不十分であるとした。土地生産性の低いイギリス南部の農業者の苦境はトゥリー (2018) により語られている (付記 2020 年の CAP 改革では、2013 年の改革で導入された小規模農業者への配慮がいっそう強められた。欧州議会の権限が大きくなり EU 市民の声が CAP に反映しやすくなったことと、EU 市民の EU 離反の動きに CAP の政策策定部門である欧州委員会がいただいた危機感のためと推測される)。

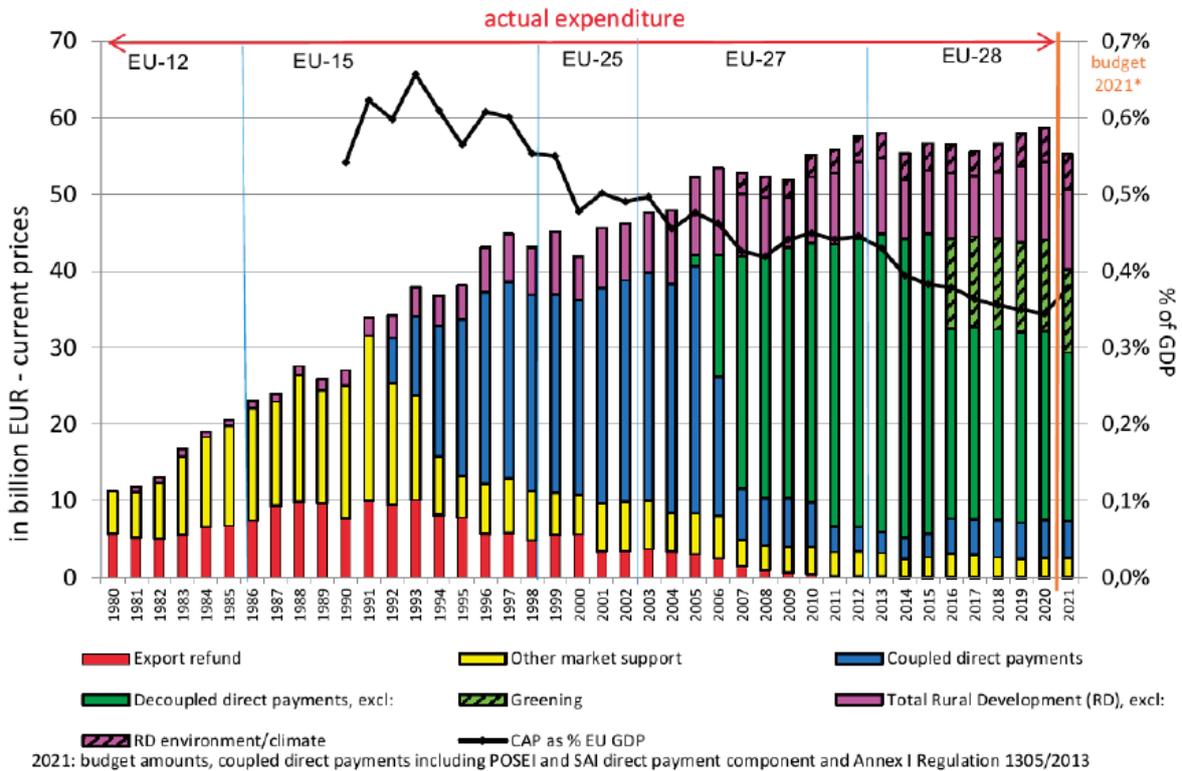
4 マクシャリー改革とは

すでに 1 節、2 節で述べたように、1992 年にマクシャリー改革と呼ばれる、それまでの農業政策を 180 度変えるとも言ってよいほどの大きな変革が CAP にもたらされた。全 EU 農地での農業環境事業の適用は、その変革もたらした大きなものの一つであるので、マクシャリー改革のあらましを歴史的経緯とともに紹介する。

4.1 マクシャリー改革の背景

CAP は 1980 年代の後半になると、その内と外で大きな困難に直面していた。内側では、補償価格による全量買い上げや、余剰農産物の解消のための輸出補助金の支出からくる CAP 予算の肥大化が急速に進んでいた。EU 財政に占める CAP の予算の割合は、1970 年には 70% までふくれあがっていたのである。その後、新たに EU に加

図1. EUにおけるCAP予算の変遷



Export refund: 輸出補助金、Other market refund: マーケットに関する他の補助金、Coupled Direct Payment: 生産奨励的直接支払い、Decoupled Direct Payment: 生産から切り離された直接支払い、Greening: グリーン支払い、Total Rural Development: 全農村開発支出、RD Environmental/Climate: 環境 / 気候支出
https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/food-farming-fisheries/farming/documents/cap-expenditure-graph3_en.pdf

盟した国々への財政支出の必要による圧力を受けて低下したとは言え、1992年には依然としてCAP予算の割合は50%あった（図1にCAP予算の総額の変化と、CAP予算がEUのGDPに占める割合の変化を示す）。一方、CAPの外側では、前節で述べたようにWTOのGATTウルグアイランドによる貿易交渉で、補助金付きの輸出がそれまでの農産物輸出国であるアメリカやオーストラリアなどから強く非難されるようになっていた。そのうえ農業部門の外側からは農業に対して厳しい目が向けられるようになり、農業がおよぼす環境や景観、生物多様性の破壊がさかんに問題にされるようになった。これらに加えて、EU全土における農業を起源とする硝酸態窒素による地下水汚染が深刻な問題となり、地下水の汚染を防ぐための「硝酸塩指令」がマクシャリー改革の前年となる1991年に発布された。指令は農業に対して厳しい肥料制限を要請し、加盟国はその対応に迫られた（5.3節）。このこ

ともマクシャリー改革で環境の改善を取り込まねばならない強力な理由となった。

4.2 マクシャリー改革

このような状況の下、当時の欧州委員会の農業部門担当委員であったマクシャリーは、CAPが直面していた予算の肥大化、貿易摩擦、環境問題の三つの問題を、一挙に解決しようとした。まず1) 国際価格の2倍程度あった農産物補償価格の漸次的な大幅引き下げを行い、2) これにとまなう農業者収入の減少を補うために個々の農業者へ直接補償を行い（基礎的支払い）、さらに3) 農業環境の改善をめざす農業環境事業の拡大と強化をおこなった（環境支払い）。EUは農業以外の分野でもアメリカとの貿易摩擦を解消せざるをえなかったものであり、この外患をてこにして、マクシャリーは農業閣僚理事会などの抵抗勢力の強い内患を解決しようとしたのだと言っ

てよいだろう。農産物の補償価格は最初の3カ年で穀物について29%、牛肉について15%引き下げられた。WTO交渉においては、直接補償を含め農業補助金は生産にたいして刺激的であってはならないとされており、また生じている過剰生産を抑制する上でも生産刺激的な政策はとれなかった。そのことは農地の一部をセット・アサイド（休耕）することを、基礎的支払いの受給要件とした事にも表れている。耕地農業者の受給額も生産を刺激しないように、次のように決められた。まず当該農業者（もしくは地域）の、作目ごとの面積あたり基準生産額を過去のある時点の値に固定する（A）。次に、作物ごとに固定した値（A）に、その農業者のその年の作目栽培面積（B）をかけて、その作目による受給額を決める（ $A \times B$ ）。それを農業者がその年に栽培した全作目について合計したもの（ $\Sigma (A \times B)$ ）が農業者の受給額となる。畜産農業者については当該農業者の家畜種別の飼育基準頭数にもとづいて計算される。頭数は過去のある時点の値に固定されているので、その後の飼育頭数の増減とは独立に補償額が決まる。このように受給する額がその年の農業者の生産とは無関係になるので、生産から切り離された補償という意味で「デカップリング」と呼ばれた。ただし、マクシャリー改革でのデカップリングは年々の作目面積に依存しており、農業者の判断による補償金の変動が起こりえた。単一支払いと呼ばれる、支払いが農地面積だけに依存する作目横断的な方式が採用されたデカップリングが確立するのは、「中間見直し」改革がなされた2000年まで待たねばならなかった。マクシャリー改革以後もCAPによる保証価格の低下は続き、ダンピングのための輸出補助金をつける必要性も小さくなった（注）。ただし生産刺激的な政策、つまりカップリングが完全になくなったわけではなく、部分的ながら各加盟国に残っている。農業者からすると、始まってみると直接補償は案外良いものであるとして受け入れられたという（クーニャとスウィンバンク 2014）。

（注）農産物価格の切り下げにともなう農業者収入の減少を直接補償で補うのというのは、場合によっては輸出

補助金そのものになりうる。しかし、同様な制度がアメリカにもあったために、マクシャリーがこの案をマスコミにリークするとアメリカはすばやい賛意を寄せた。2017年に大枠合意がなされた日欧経済連携協定（EPA）では、北海道の畜産業が大きな打撃を受けることが予想されている。交渉の過程で、EU側で大幅な輸出補助金を実質的にかけているのだという認識が日本側にあったのか疑問が残る。

またこの議論とは別に、農業者への直接補償が農業者収入に占める割合が高いことから、ヨーロッパでは農業に対して手厚い保護がなされているとの議論がある（鈴木と木下 2011）。しかし直接補償が高い割合を占めるのは、農産物の補償価格の切り下げが前提となっているのであって、これだけをもってヨーロッパの農業保護が手厚いとは言えない。ヨーロッパでは農業に対して本当に手厚い保護がなされているのか、それは大農に関してだけではないのかという批判もある（豊 2016）ので、より分析的、より総合的な研究による評価に接してみたい。

4.3 導入された農業環境事業

マクシャリー改革で始まった農業環境事業は、すでに1985年より環境保全特別地域（ESA Environmentally Special Area）においてその原型が導入されていた。しかし、環境保全特別地域が占める割合は、EU農地の4%未満にすぎなかった。マクシャリー改革は、特定の地域に限定されていたこの事業の対象を、EU内の全農地に広げたのである。CAPから支出される資金援助の割合も、環境保全特別地域で25%であったのを、マクシャリー改革による農業環境事業では50%に高めた。事業設計が加盟国の裁量に大きく任されたことと、事業への参加が農業者の自由意志であることから、環境事業を重視する加盟国はより大きな効果をめざすと同時に、より多くの農業者が参加する制度を、自国の農業や環境問題にあわせて作ろうとした。

Hodge（2014）は、マクシャリー改革で導入された農業環境にかんする目標を、おおよそ次の7つを実現するものとした。それらは

- (1) 肥料や作物保護薬剤の使用量削減
- (2) 放牧地での家畜頭数密度の削減
- (3) 環境や野生生物の保護と両立する農法
- (4) 絶滅危機にある地域的品種の栽培および飼育
- (5) 放棄された農地の維持と管理
- (6) セット・アサイド（休耕）（20年以上）
- (7) 農地立ち入り権（徒歩や乗馬による公衆の農地横断権）やレクリエーションとして利用可能にするための農地の管理と維持

である。これらのなかには、その後に基礎的支払いの要件として課されたクロス・コンプライアンスと重複するところもあり、どちらに入れるかについてその後の変化をとめないながらも、おおむね農業環境事業に取り込まれた。ことに、(3)の環境や自然資源の保護と両立する農法や、(4)の絶滅危機にある地域的品種の栽培および飼育、(7)の農地立ち入り権（徒歩や乗馬による公衆の農地横断権）やレクリエーションとして利用可能にするための農地の管理と維持は、もっぱら農業環境事業に関わる。農業環境事業に関する農業者との契約は5年もしくはそれ以上である。

農業環境事業の具体的な実施の方法は加盟国に任せられたため、その中身は各々の国の農業が抱える問題によって様々である。1995年の実施割合も、草地が多く事業による農作業への影響が少ないオーストリアでの91%、農業がきわめて集約的であり、その農法に基づいた農産物の輸出に農業の存在そのものが依存しているオランダでの3.3%と加盟国間で大きな開きがあった（注）。

価格補償から直接補償への転換は、農業補助を消費者負担から納税者負担へ転換することを意味する。農産物は過剰なのであり、個々の農業者に大きな税金をそのもとで投入し保護することには、納税者を納得させる十分な理由が必要となる。農業環境事業は、納税者の理解をえるための手段の意味も込められていたという（石井2014）。

（注）オランダにおける、マクシャリー改革以降のCAP政策の受け入れがどのようなものであったかは、日本における

直接支払いを考えるさいの参考になると思われるが、邦文の紹介記事に接しなかった。

5 農業環境事業導入までの道のり

前節でマクシャリー改革とそれによって導入された農業環境事業を説明した。ここでは農業環境事業が導入されるまでの、CAPの外と内での歴史を述べる。

5.1 農業の近代化がおよぼした、自然環境や生物多様性への影響

農業の大型化や集約化がすすむことにより、農業地帯における景観の質の低下や生物多様性の消失だけでなく、農業を起源とする水系の汚染を広く引き起こした。このことが農業環境事業を生み出したもとには、ヨーロッパにおける人々の自然観が存在している。和泉（1989）はマクシャリー改革直前までのEUの農業政策や農業環境政策の歴史を、イギリスの内側からの視点で詳しく記述している。その中に「イギリス人が土・自然を愛することは、わたしたちの想像の範囲を超えているのではないか、と思う」と述べた一文がある。

ただ、ここでいう人々が愛している土や自然は、人間、なかんずく農業によって作られた半自然であり、原生的な自然を意味するものではない。農業が放棄された土地に樹木が侵入するのはヨーロッパ人には自然の回復とはみなされず、しばしば好ましくない事態の発生とみなされるのである（Batáry 2015）。このような自然観をもたらしたのは、牧畜をともなう農業がおよぼした自然への影響がそもそも甚大であったからに他ならない。ヨーロッパは、人間活動の影響を1万年以上の期間受けてきていて、現在では、そのなだらかな地形を反映して、自然のままの生育地が残るのは北部ヨーロッパと山岳地域の一部でしかない。ヨーロッパ人は、このようにして広がる農村景観を彼らの原風景として、美しい緑ある自然と見なすようになった。

人間活動が卓越する前のヨーロッパの植生について

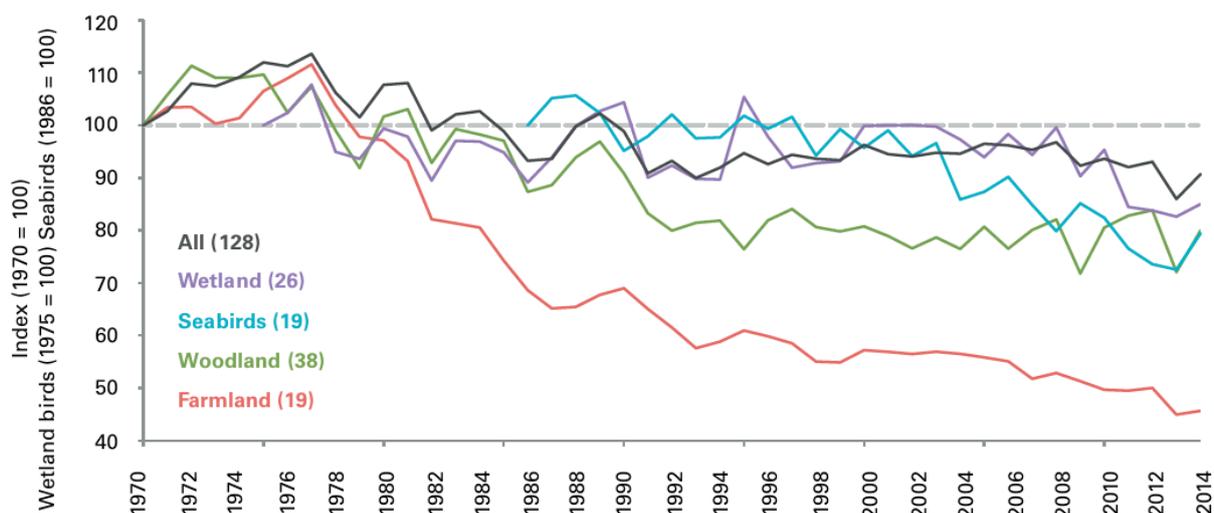
は、もっか議論のさなかにある。ほとんどが森林に覆われていたとする伝統的な見かたに対して、Vera が開放的な環境が広く広がっていたとする主張を2000年に発表したからである (Vera 2000)。伝統的な見方は大型哺乳類の活動を考慮に入れておらず、それを考慮すれば開放的な環境が広がっていたと考えるのが自然だというわけである。果たして伝統的な見方のようにヨーロッパのほとんどが森林に覆われていたのか、それとも Vera が言うように開放的な環境が広く広がっていたのかについては、いまだ決着がついていない (Newton 2017; トゥリー 2020)。しかし、いずれにせよ、その後の人間活動によって、ヒースや低木林、草原、林間放牧地、それに粗放的な耕地など開放的な環境がいつそう広がったことには間違いない (Tukker 1997)。かつて生け垣や小さな林地、池、湿地、休耕地に囲まれた小区画で、さまざまな作目を粗放的に栽培していたときには (ラッカム 2012)、半自然的なモザイク環境に適応した生物による、高い多様性が保たれていたはずである (Tukker 1997, Newton 2017)。すでに国土の多くの部分を占めていた農地景観が人びとの自然観を作り、それは人びとが育った地域や時代によって何が愛すべき景観なのかは違うのであるけれど (Newton 2017)、彼らの多くは農業こそが愛する大

地や自然を作ったと感ずるようになった。そして、このような景観を失うことの人びとの喪失感も、「わたしたちの想像の範囲を超えているのではないか」と思われるのである。

しかし、開放地を含む半自然的なモザイク環境と近代化前の農法に適応した生物による農地の豊かな生物多様性は、1950年以降の近代化によって大きな打撃を受けた。粗放的農業から、大規模で多投入多産出の集約農業へと農業のあり方にこれまでにない勢いで変貌したからである (図2に1970年以降の鳥類の個体数変化を示す。1960年代の初めにあった極端に厳しい冬のため鳥の個体数が激減し、1970年代中ほどまで回復を続けていた。1970年代後半からは、どの生育地でも個体数が減少しているが、とくに農地の減少がはげしい)。耕畜混合農業からの専門化と地域による分業化 (イギリスでは東部の畑作専門化、西部での畜産専門化) や、多作物栽培からの単一作物栽培化がすすみ、化学肥料の投与はそれまで耕作ができないと思われていたところでも耕作を可能にした。そして、多くの半自然的環境が失われた。

和泉 (1989) はイギリスにおける近代農業の環境や景観に与える影響について次の5点を挙げている。それらは、

図2. イギリスにおける鳥類の、1970年から2014年までの生育地別個体数変化。農地における減少が最も激しい。Hayhowら (2015) より。



- (1) 生垣（ヘッジ）や林の減少
- (2) 排水事業による湿性環境の消失
- (3) 原野の減少と草地の改良
- (4) 農薬・化学肥料の散布
- (5) 伝統的な農業用建造物の消失

である。以下、それぞれについて説明する。

(1) ここでいう生垣は日本の民家周辺の生垣とは異なるものであり、農地の境界を示すだけでなく、農地への家畜の侵入を防ぐ目的で設置され、イギリスの農業景観を特徴づける地物 (landscape features) である。1962年時点で長さ約100万キロメートルを数えていたその生垣が、機械の大型化や農地の大規模化により1945年から1970年の間に年率約1% (約8000キロメートル)、全体として22.5万キロメートルが失われた。その後も減少が続き、1960年から1998年のあいだの減少は年間13000キロメートルであったという (Robinson and Sutherland 2002)。田園地帯に古くから点在している広葉樹林も失われ、30～50%が農地に転用されたり、商業的価値は高いが環境的価値の低い針葉樹林へ転用されたりした (和泉 1989)。同様なことはフランスでも起きており、ブルターニュ地方やノルマンディ地方で生垣や萌芽再生林 (copse)、並木が1960年以降大きく失われていった (Balduc 1990)。

(2) でいう排水事業により、1949年以来イギリスの湿原地帯の約半分が排水され、主に耕地に転換されている。同じ35年間にイギリス平野部に散在するボグ (ミズゴケで覆われ、樹木が生育していない酸性湿地) の60%が失われたという (和泉 1989)。排水事業はケンブリッジシャー県のフェン地方でとくに大規模で行われ、この地域に大きく広がる標高が海拔未満の地域の存在は、排水による地盤沈下が大きく関わっているものと思われる (フェン: ボグと同じく樹木が生育していない酸性湿地であるが、ミズゴケに覆われていないものをいう)。イギリス以外でも、1960年代から1970年代に排水事業はベルギーで年1000ヘクタールの規模で行われ、オランダでは同時期に湿地の55%が失われた (Potter 1997)。Newton (2017) は、イギリスの排水事業について、

多くの反対運動が起きたが、1件を除いて排水をしようとする側の勝利に終わったと述べている。

20世紀におけるイギリス農業のもう一つの大きな変化は、(3) でいう原野が低地から失われたことである。原野はほとんどが半自然的な粗放牧地であり、耕起されることがなかったか、もしくは長いことなかったという意味で永年草地 (old grassland) とも呼ばれる。その消失のピークは第二次世界大戦中と1970年からの20年間の2回である。永年草地であった土地は、必要であれば排水し、すき起こした後にならし、一部は生産性の高い牧草種が播種され、一部は耕地に転換された。1970年代からはそこに大量の肥料が与えられた (Newton 2017)。第二次大戦中の食糧増産に迫られた永久草地の耕地化の具体例については、自らの土地についてトゥリー (2018) が残念さをこめて紹介している。1949年以来の原野の変化について、イギリス自然保護協会によれば、平野部にある95%のハーブ植物の多い草地、平野部のチョーク地にある80%の放牧地、平野部にある50-60%のヒース原野、国立公園にある10%のムーア地が、耕地などに転換されたという (和泉 1989)。

(4) でいう化学肥料や殺虫剤・殺草剤の使用は、1960年代から急激に増えた。たとえばフランスでは殺生物剤が1971年の2.5万トンから1992年の10万トンに増え (Potter 1997)、イギリスでは1980年までの半世紀に、肥料としての窒素が20倍に、リンが2.5倍に、カリウムが6倍に増えた (Newton 2017)。

農薬や肥料の使用の増大は、平野部の河川の窒素濃度を上げるなど、環境に対して負の効果をもたらしているだけでなく、農法を変化させることを通じて景観や生物多様性へも悪い影響を与えている。以前は生垣や立木を要する混合農業を行っていた地域が、農薬や化学肥料の利用により単一経営に移行できるようになり、とくに畑作に専門化したイングランドの東部などで家畜がいなくなったため、不要となった生垣の除去がすすんでいく (和泉 1989)。生垣の減少は当然ながら鳥類の減少をもたらした (5.5節注)。かつての混合農業であれば、鳥類は1年のうちどこかで餌をとることが可能であった

が、専業化により餌が不足する季節があらわれるようになった (Newton 2017)。近代化農業以前、つまり有機肥料が与えられ、殺虫剤や枯草剤がなかった時代には、農地の土壌に餌となる無脊椎動物も豊富であった (Newton 2017)。当時は作物を春まきすることが普通で、生育初期には畑が作物に密に覆われていないため、ヒバリなどの営巣も可能であった。つまり餌場としても、営巣場所としても耕地そのものが鳥類にとって重要な生育環境だったのである (Newton 2017)。作物を栽培している農地内そのものが鳥類にとっての重要な生育環境であったのは、改良される以前の草地でも同じである。

(5) でいう農業用建造物についても、自然素材によって作られた伝統的な建造物は野生生物、たとえばツバメやイエズメ、メンフクロウなどによって営巣場所などとして利用されてきたが、近代的な農業用建築物は彼らにとってほとんど無価値となった (Newton 2017)。景観的にも、近代化された農業用建築物は、従来の施設と比べて規模が大きく、材料も石や材木ではなく、アスベストやコンクリートでできていて、それを損ねている (和泉 1989)。

厳しいことを言うならば、水や空気の汚染、生物多様性や美しい景観の喪失といった集約農業の負の部分、農業が自分自身によって内部で解決するのではなく、社会全体に解決のためのコストを負わせているといえる (Newton 2017)。

1950年以降の集約化による、このような環境や生物多様性、景観の悪化はしだいに顕在化し、人々の注目を集めるようになった。かつて農業者は「美しい国土を守る庭師」とみなされていて、1942年に発表されたイギリス政府の報告書(スコット・レポート)では、「農業は田園を伝統的な姿に維持する上で最も安価でまさに唯一の方法である」とされた (Ministry of Works and Planning 1942)。ところが、1978年に発表された同様なイギリス政府報告書であるストラッド・レポート (Advisory Council for Agriculture and Horticulture in England and Wales, 1978) では、「農業は景観と自然保護に悪影響を及ぼしていることは明らかであり、農

業はもはや田園地域の最高のデザイナーとも『庭師』とも思われぬ」と述べられるほどになった (和泉 1989) (いずれも民間の報告書ではないことに注意)。イギリスにおけるストラッド・レポートのような厳しい見方は大陸にも広がっていたのであるが、それがEUにおける農業政策に反映されるまでには様々な経過と時間が必要であった。以下では、環境や生物多様性をまもる政策がCAPにどのような過程で取り込まれていったか、その萌芽からマクシャリー改革に至るまでを概観する。農業環境事業が1992年の時点で導入されたことについては、リオデジャネイロ会議をめぐる世界の動きやEUの環境政策の動向だけではなく、当時のEU農業が直面していた問題と切り離しては理解できない。

5.2 欧州共同体の歴史とCAPの設立

本論に入る前に、少し長くなるが用語の解説をしておく。EUにおいて政策に関わるのは欧州理事会 (European Commission)、欧州委員会 (European Committee)、欧州議会 (European Parliament) の3つである。欧州理事会は、加盟国の閣僚級の代表がメンバーであり、委員会が提出した案件を審議し議決する決定機関である。農業に関することは、加盟国の農業大臣からなる農業閣僚理事会が担当し、このため出身国や農業サイドの意向が優先される傾向を持つ。理事会は、欧州委員会に法案の作成を要請することができる。かたや欧州委員会は法案の提出と政策の実行をになう。加盟国あたり一人が選ばれる欧州委員は、それぞれ担当分野を持ち、出身国とは離れてEUの目的を実現するために働くことが求められる。委員会は政策の実行のために多くの職員を擁する。欧州理事会在政治家の世界で加盟国の利害が反映するものとするれば、こちらは官僚の世界である。ただし、欧州委員会は政治家に隷属してはおらず、その意志を通すことにかんして相当に粘り強い。残る一つである欧州議会は1979年になって初めて設けられ、市民から直接選ばれた議員から構成される。設立当初は単なる諮問機関であったが、2009年のリスボン条約により理事会との共同決定をする権限をえた。欧州委員会をはさんで、閣僚理事会

が保守的で、欧州議会が革新的である傾向を持つ。

次に加盟国に対するEUの政策の伝わり方について述べる。EUにおける政策には規則 (regulation) と指令 (directive) がある。この二つは、加盟国への伝わり方の違いを表して、規則は加盟国がそのまま遵守しなくてはならず、指令は加盟国が国の事情や方針によって、EUが定めた目標を達成するための方法を選べる。ただし規則の中には加盟国の裁量を許す条項を持つものもある。それでは、以下に欧州共同体の歴史とCAPの設立にかんして述べることにする。

1957年、基本条約となるローマ条約を結び、フランス、西ドイツ、イタリア、ベルギー、オランダ、ルクセンブルグの6カ国 (EU6) でもってEEC (欧州経済共同体) が発足した。ヨーロッパ統合の一つの形であるEECは、第二次世界大戦を経験し、2度と域内での戦争を起こしたくないという動機によって結成された。さらに戦争により受けた甚大な被害からの復興とソ連が主導する共産主義東欧世界にたいする共同防衛をはかる意味もあった (注1)。EECは「関税同盟、共同市場、共通通商政策、共通農業政策 (CAP)、競争法など、経済分野全般にわたる協力の促進を目指した組織である」 (井上2020)。しかし、域内における完全な関税の撤廃と域外に対する共通関税がすぐ実現したわけではなく、完成をみたのは1968年になってからである。一方でCAP (Common Agriculture Policy 共通農業政策) はローマ条約39～42条に根拠が与えられている、EEC開始時点からの存在であった。1967年、EEC (欧州経済共同体) と欧州石炭鉄鋼共同体、欧州原子力共同体が併合し、EC (欧州共同体) が発足した。現在の呼称はEU (欧州連合) である。共同体の名称に関して、本稿では、中西 (2020) にしたがって1967年までをEEC、1967年のEC発足からマーストリッヒ条約が発行する1993年までをEC、発行以降をEUとする。また、EEC、EC、EUを総称してEU、共同体、欧州連合などと呼ぶ。EECやECはあくまで経済の統合に関する共同体なのであって、ローマ条約には環境への言及はなく、当時、社会的にも環境ははまだ視野の外であった。

1973年になるとそれまでの加盟6ヶ国に、イギリス、

アイルランド、デンマークが加わった (EU9)。イギリスは、加入にあたって過疎化の進行する条件不利地域における政策の導入を強く求めた。これにCAPが応えたのが条件不利地域にかんする政策であり、そこには過疎地政策だけではなく、農業環境事業の萌芽も含んでいた (詳しくは5.4節参照のこと)。

1981年にはさらにギリシャが、1986年にはポルトガル、スペインが加盟した (EU12)。一人あたりGDPが小さく (一番豊かであったルクセンブルグと一番貧しいポルトガルとの間では4.2倍の開き)、農民が多いこれらの国の加盟により、地域間格差を是正する必要性に迫られた (井上2020)。加盟国間の格差の拡大により、EEC発足当時の、加盟国の違いを乗り越えて統一した政策をめざすという理想を持ち続けることが、この時以降簡単とはいえない状況になってきた。

1986年、あらたな基本条約となる単一欧州議定書 (Single European Act 以下単に単一議定書) が調印され、加盟国の批准を経て翌年発行し、非関税障壁が取り払われた。すでに1968年には域内関税の撤去はなされていたものの、関税によらない障壁が残り、ヨーロッパ市場の統合は不完全であった。単一議定書でそれが取り払われたことにより人・物・サービス・資本の移動の自由が達成され、雇用や域内貿易を目に見えて押し上げた。アメリカや日本の企業はヨーロッパ市場からの締め出しを恐れ、これを期にこぞってEC市場内への投資を進めた (井上2020)。単一議定書は、これだけでなく、構造基金を設けてギリシャ、スペイン、ポルトガルの加盟により生じた地域間格差をも解消しようとした (井上2020)。構造基金の捻出は、肥大するCAP予算を削減する強い圧力となった。さらに、ローマ条約にはなかった環境が、単一議定書によって初めて共同体の憲法ともいえる基本条約に加わった。

1992年、単一議定書から6年後、通貨統合をめざすマーストリッヒ条約が調印され、翌年の1993年に批准され、EUが発足した。これによりイギリスを除く域内通貨がユーロに統一された。マーストリッヒ条約は基本条約の改定である。単一議定書で始まった構造基金は、EUにお

ける最大の予算規模であった CAP と肩を並べるまで増やされ、さらなる CAP 予算の引き下げ圧力となった。マーストリヒト条約では、加えて環境政策が基本条約に取り込まれ、EU がなすべき目的にまで引き上げられた。そして持続可能な成長、世界的な問題に対処することが法的に定められたのである（注2）。

（注1）東欧共産主義について感想を付録 11. 4「その他」に書いた。

（注2）その後の EU の拡大。1995 年：オーストリア、フィンランド、スウェーデン（EU15）。2004 年：キプロス、チェコ、エストニア、ハンガリー、ラトビア、リトアニア、マルタ、ポーランド、スロバキア、スロベニア（EU25）。2007 年：ブルガリア、ルーマニア（EU27）。2013 年：クロアチア（EU28）。その後の縮小。2020 年：イギリスの離脱（EU27）。

5.3 マクシャリー改革までの、欧州における環境問題への取り組み

すでに述べたように 1957 年の共同体の出発当時、環境は視野の外であった。それが 1970 年代になると、社会的関心が環境や野生生物保護にも向けられるようになるのに伴って関連する国際会議がもたれ、それにもとづく宣言がやつぎばやに出されるようになった。イギリスのストラッド・レポートにもあったように、農業に関しても早い時期から環境や景観を悪化させていることが問題とされた。問題は、はじめ農業分野の外から声があがり、ゆっくりと、そしてあるときから急速に CAP の中へ取り込まれて行った。

これらの変化について、初めに環境にかんする法規的なことを述べ、次に環境にかんする行動について述べることにする。まず法規的なことである。先に述べたように単一欧州議定書の制定（1986 年）により、ローマ条約にはなかった環境が EU の憲法とも言うべき共同体の基本条約に加わった。このことは、その後の CAP における農業環境政策の進展を考える上で重要である。議定書の制定までは、EU における環境関連の規則、指令といっ

た法令は、ローマ条約に既存する条項のやや強引な拡張解釈に根拠を置いていたのだが、その必要がなくなり、環境がみずからの根拠を持つこととなったからである。議定書では環境に関連して、

- （1）環境の保全、保護、改善と人の健康への貢献をなし、自然資源の分別ある合理的な利用をめざす、
- （2）未然防止、汚染者負担を原則とする、
- （3）環境保護の要請は、EC が立てるすべての政策の構成要素となるべきである、

ことを言明した。とくに（3）は環境統合原則と言われ、政策横断的な EU 環境法の基本となる原則である。

中西（2021）は、単一議定書におけるこのような環境の条項は、現在の EU 環境法の枠組みを作ったという意味で、EU の環境法の体系にとって最も重要な変化をもたらしたと評価している。1970 年代になると農業による環境汚染や生物多様性の破壊に対する問題が取り上げられたが、環境が共同体の基本条約であるローマ条約に依拠しておらず、いっぽう CAP はその設立からしてローマ条約に依拠していることから、そこには法規的な軽重がおのずから存在し、単一議定書以前であれば CAP 外から言われる環境問題を CAP は意に介さないことも可能であった。しかし、1986 年の単一議定書の発行以降は、CAP は環境のことをもはや考慮しないわけにはいなくなったのである（フェネル 1997）。

欧州の環境問題に、欧州議会は先触れとなる役割を果たしてきた。単一議定書まで議会は諮問的な立場にすぎなかったのだが、議定書はその役割を強化して、規則や指令と言った議案の採択に理事会だけでなく議会の同意を必要とするように改めた（注1）。CAP は、議定書に環境条項が加わったことによってだけでなく、環境の問題をししばしば取りあげて質問する議会からも圧力を受けるようになった。

前節 5. 2 ですでに述べたように 1993 年にマーストリヒト条約が批准され、これにより環境が EU の目的となり、持続可能な成長に対処することが法的に認識された（その後「生長」ではなく「発展」を目指すことこそが本質であるとして、持続的な成長は持続的な発展に変

更され、EUの環境政策の根本概念となった)。環境統合原則は、「環境保護の要請は、他の共同体政策の策定および実施にあたって統合されなければならない」と改められた(中西 2021)(注2)。ここに環境がEUの全ての政策で考慮されるべき事項となったのである。

次に環境にかんする行動について述べる。欧州全体の、そのときどきの環境問題への取り組みの指針は、環境行動プログラムに示されてきた。その嚆矢となる第1次環境行動プログラムが理事会により採択されたのが1973年である。1972年にストックホルムで国連人間環境会議が開かれ、これを受け、EC加盟国首脳が環境についての行動プログラムを準備するよう欧州委員会に要請したことによる(井上 2020)。

第1次環境行動プログラムでは、近代農業が環境に与える影響を立証する研究の必要性が言明された。立証すべき近代農業の問題点としてあげられたのは、単一作物栽培、肥料の大量投入、殺虫剤や枯草剤の過剰使用、集約的な家畜生産、これらの結果としての水系の汚染である。さらに加えて、湿地の排水による農地化、水の流れの改変、生け垣の除去の影響についても問題点としてあげられた。1980年代中盤に入ってCAP自身が認めざるをえなくなり、マクシャリー改革以降その改善に取り組んだ問題点のほとんどが、早くもこの時点で欧州委員会の環境局からなされていたのである(注3)。ただし、そのことを論議するための確実なデータは研究の必要性をうたっていることから見て不十分であったようである。第1次環境行動プログラムは、外部の農業を見る目が厳しくなっていることや、農業における環境問題の議論に外部が加わってきていること、そして何が農業の近代化の問題点なのか、明確に認識されていたことを示している。ただ、このときはCAPに対して問題点を投げかけるものではなく、環境問題全般の問題として、あたかも問題の発生源であるCAPは存在しないかのよう

に提出された(フェネル 1997)。

1977年には、第2次環境行動プログラムが採択された。農業や林業があたえる環境影響について、よりよく理解し、客観的なデータを集めるという前回の方針が強化さ

れた。また、土地利用対策にたいする言及があった。環境行動プログラムはその後、第3次(1982年)、第4次(1987年)、第5次(1992年)、第6次(2002年)、第7次(2013年)と採択されていて、EUにおける環境に対する取り組みの重要な指針となっている。1982年の第3次においては、環境を経済活動計画に統合すること、農業において環境を重視することが述べられた。1987年の第4次では3次での言明がより具体化され、さらに単一議定書で環境をEUの全ての政策に統合するという統合原則が加わったことを受けて、農業を含む産業政策に環境保護を取り入れることが要請された。その後、1992年の第5次では持続性が、2002年の第6次では気候変動が、2013年の第7次では国際的な場面でのイニシャティブが加わった。

1970年以降の環境にかんするできごとを生物多様性に絞ると、1975年にバルセロナ会議で、汚染からの地中海の保護について政策が策定され、保護地が指定された(地中海諸国とECが署名)。1979年にはEUにおける最初の自然保護法である鳥類指令(Bird Directive)が発布され、渡り鳥の狩猟の制限と保護すべき180種をリストアップし、EEC域内において保護地を指定して鳥類を中心とした生物の保護をすることを決めた(八巻 2005)。このさい保護地内にある農地は始め除いて指定されたが、後に含むように改められた。現在、EUにはNatura 2000の名のもとで域内面積の18%以上、海面の8%以上という広大な面積の保護地が指定されているが(八巻 2005; 亘理 2006)、鳥類指令はそのもととなった。鳥類指令の保護地と同様に、Natura 2000の指定地にも農地が含まれている。鳥類保護指令が出されたと同じ年の1979年にベルン会議(Berne Convention, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats)がもたれ、その決定はヨーロッパにおける全野生生物と自然生育地の保護を、EU(当時はEEC)を含む全署名国に求めた。1982年に環境に関する規則の提案(Proposal for a Council Regulation in action by the Community relating to the Environment (COM 82/849))(Commission of the European Communities 1983)がなされ、環境に配慮すべき特定の

土地ではその環境の保護に予算を配分するとされた。特定の環境に配慮すべき土地とは、上で述べたバルセロナ条約（1975）での地中海汚染防止関係の土地と鳥類指令（1979）での保護指定地、ベルン条約（1979）で指定された野生生物保護地、翌年のEU以外の国を含む国際条約であるボン条約（Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals、もしくは単にBonn Convention）（1983年）で指定された移動性野生動物の生息地である。提案では、保護地での生産活動を制限する際の補償費を支出可能とした。農業環境事業における環境支払いの原型の1つがすでに1983年に現れていたことになる。

このように自然保護の機運が高まり、農業による生物多様性の喪失が問題にされるようになるなかで、農業サイドには、別の方向からのつびきならないとも言える大きな問題が突きつけられた。すでにこれまでも触れてきた地下水の硝酸態窒素汚染である。降水量が少ないヨーロッパでは、農地に与えた肥料の成分が流亡して水系に入ると、そこに長く留まる。このため農地にたいする多用施肥は、EUの上限値である硝酸塩濃度50mg/lを上まわる地下水汚染を多くの地域でもたらした（注4）。この対策として、まさにマクシャリー改革が議論されている1991年に「農業を起因とする硝酸塩汚染に対する水質保全に関する理事会指令」（硝酸塩指令Nitrate Directive）が採択された。案の段階では農業は汚染源の一つとして挙げられていただけであったのが、案が採用されたときには、指令のタイトルにあるとおり、その主因は農業であると名指しされた。化学肥料や家畜の糞尿が問題とされたのである。それまで及び腰であった農業分野外から、断乎とした法的な規制が農業分野にかけられたことになる。汚染は深刻で地下水にまで及んでいるので、たとえ発生源で完全に止めても簡単に元に戻ることができないやっかいな問題である。施与する化学肥料や面積あたりの家畜頭数の制限、農家にとっては糞尿の一時的な貯留施設の設置が必要になる、糞尿の畑還元の冬期禁止など規制の程度が厳しく、加盟国はすぐには対応できなかった。その対応の遅れに対して、欧州司法

裁判所より硝酸塩指令違反の判決と、判決に従わないときは罰金の支払い（イギリスでは毎年90億円強）が命じられ、ようやく加盟国は指令にしたがった対策をとることとなった。硝酸塩汚染は、農業者に対して罰則として汚染者負担が求められる事案であり、このことが農業に対する、逃げるができない粗放化を求める要請となった。翌年のマクシャリー改革で環境の改善が取り入れられた1つの大きな要因であり、後に農業者が直接補償を受ける際の受給条件となるクロス・コンプライアンスにおいて、施肥量削減や冬期における厩肥散布の禁止などの項目があるのはこのためである。クロス・コンプライアンスをこえた環境対策を行う農業環境事業においても、さまざまな粗放化の項目があるのも当然といえる。じっさいEU加盟国の窒素施用量は、約20年後の2008-2010年になると1990-1992年と比べて10-30%減少した。この間、日本や韓国はほとんど変化していない（西尾2014）。

（注1）さらに議定書は、外交交渉を行い調印する資格をEUに与えた。それまではEU全体に関わる外交文書でも加盟国が個別に調印しなくてはならなかった。後に国際的な環境会議でEUが中心的な役割を果たすことになるが、その基盤がこのとき出来たのである。

（注2）「環境を経済活動に統合する」という全般にわたる最上位の方針を、日本がお題目ではなく実質をとまって持つことは簡単ではないのではないかと。環境に対する意識だけでなく、強い縦割り意識（セクショナリズム）が障害になると思われるからである。

（注3）指摘された問題点が、このとき生物多様性の減少とどのように結び付いて議論されたかについては分らなかった。

（注4）EUよりも施肥量が多い日本でも、畑作地帯を中心として硝酸塩窒素による地下水汚染が進行している（日本総研1997、北海道環境保全局循環型社会推進課水

環境係 2021)。十勝管内も例外ではない（十勝毎日新聞 2020年12月27日）。

5.4 CAPの内部における環境問題

前節では、環境にかんして、CAPの外側から与えられた、CAPにたいする圧力について述べた。ここではCAPの内側から見た環境にかんする取り組みの歴史を概観する。

CAPは1962年の成立以降、その歴史は改革の連続であった。その最初の改革案が、1969年から72年に検討されたマンスホルト計画である。計画では生産性の高い農業者が残り、そうでない農業者は退場すべきだとする、農業の近代化を目指したものであった。ただ、急進的であったためにほとんど骨抜き状態で農業閣僚理事会により採択された（フェネル 1997）。しかし骨抜きになったはずが、実際の政策ではCAPの予算の多くは大規模で生産性の高い農業者を優遇するものであったし（フェネル 1997）、豊（2016）は最近においても本質的には変わってはいないとしている（注1）。

マンスホルト計画を生物保全計画の視点から評価したRobson（1997）は、マンスホルト計画では、農地は近代農業で営農されるべきで、そこでは環境保護を考える必要はなく、環境保護は農地から外れたところで考えればそれで良いとするものであった、とした。すなわち営農をする土地と環境保全をする土地の分離であり、農業は動植物相の保全とは両立しないのだとする考えである。Robsonは、CAPの歴史を、この後、農業と環境とは分離ではなく互いに絡み合った関係にあり、マンスホルト計画的な考えとは違ったタイプの政策が必要だと認識されていく過程であったと評価した。EUにおいては広大な農地が領域を占め、手つかずの自然が限られている以上、農地における生物多様性の保護に向かうのは、自然保護の観点からは当然の成り行きであると言える（注2）。しかし、1973年には最初の環境行動プログラムが始まり、農業による環境破壊が指摘される状況にあったにもかかわらず、1970年当時の農業部門の内側では、そのことは考慮の外にあった。

その考慮の外にあった農業環境政策が、この後、どの

ようにCAPに取り入れられていくか、次に見ていくこととする。そのきざしとなる（後に環境政策を含むことになる）社会政策の導入は、1972年まで待たねばならなかった。CAPには現在二つの政策分野があり、一つが価格介入や域外貿易介入などの市場政策であり、もう一つが農業経営や農業者の生活、農村の維持・発展にかんする社会政策である構造政策である。それぞれが現在の第1の柱、第2の柱と対応すると言ってよい。CAPには市場政策はあったが社会政策、つまり構造政策は貧弱であった。そこに1972年になって初めての構造政策となる指令72/159号（Council of European Communities 1972a）、72/160号（Council of European Communities 1972b）、72/161号（Council of European Communities 1972c）が採択された。これより以降、CAPは市場政策と構造政策の二つの分野を持つことになる。指令72/159号のタイトルは「農業の近代化」であり、農業投資を促進するためのものであった。159号があげる受給対象の農業者は、投資の終了時に所得が周囲の農業外産業の所得水準に達していなくてはならず、その力を持つ限られた農業者のみが対象であった。161号はタイトルが「離農を推奨し、その農地を構造改善のために再配分する施策」であり、農業者と家族に対する教育と訓練に関するものであった。全体として、この時の構造政策は、まさにマンスホルト計画がめざす方向に沿っていたことが分かる（和泉 1989）。

環境にかんする、CAPにおける最初の公式な議論は、マンスホルト計画的な構造政策が出された次の年の1973年に、EC委員会事務局によって提出されたレポート「共通農業政策の改善（Improvement of the Common Agricultural Policy）」（Commission of the European Communities 1973）においてであった。この年は、すでに述べたように第1回環境行動計画が採択された年でもある。レポートは、CAPにかんしてさまざまな課題を議論したが、その中で、「これまでの共通農業政策は、環境保護という方面に対しあまり貢献してこなかった。現代社会ではこの方面への関心が強いので、共通農業政策はこれに対する貢献の度合いを高めるようにすべきであ

る。」と提案している（和泉 1989）。具体的には

- (1) CAP の今後は、非農業分野の政策と連携させ、農業セクターだけで考えてはいけない
- (2) 営農にかんする条件不利地域の指定とそこへの支援
- (3) 林業支援
- (4) 環境を汚染しない営農
- (5) 特定の動物、特に渡り鳥を保護する規則の採用

が記述されている（Robson 1997）。ここにおいて、農業の内側から、環境や生物多様性のことが初めて問題にされたのである。

レポートに条件不利地域の指定と支援が述べられているのは、すでに5.2節で述べたように、1973年の加盟時にイギリスが条件不利地域の指定と支援を政策として取り入れることを強く求めた事と関連する。この背景には、すでにイギリス国内では条件不利地域を支援する農業制度があり、加盟後、イギリスがECから拠出金の還元がえられそうなのはこれの他になかったためである。

イギリスの条件不利地域にかんする要求は、1975年に指令75/268（Council of the European Communities 1975a）として実現した。指令75/268は、条件不利地域の指定と支援をする政策であり、初めてのCAPにおける地域政策である。条件不利地域政策が必要なことは、CAPの価格政策が農産物ごとに域内均一であり、農地規模や地域性への考慮がないことにそもそもの原因がある。均一価格は、生産性が高く効率の良い農業者に有利に働くからである。イギリスだけではなく、それぞれの加盟国は、標高が高かったり土壌の生産性が低かったりして、均一な価格政策だけでは営農の継続が困難な地域を国内に広く抱えていた。指令75/268は、生産の低いこのような地域における、営農の継続による過疎化の防止を目標とした政策であり、日本の中山間地政策と通ずるものである。ところが、営農の継続による過疎化の防止を目標としているにもかかわらず、補助金の受給には、受給後の農業者の収入があるレベル以上になる必要があるとされ、あいかわらず収入の低い農業者は排除されていた。ここでもマンスホルト計画そのものではないかと

思わせる姿勢がみてとれる。

この指令75/268が示した環境にかんする配慮は高いとは言えない。指令75/268は条件不利地域を3つに区分していて、第1が農業地域の保全、とくに土壌浸食の防止、ないしレジャーの需要を満たすために不可欠な農業が行われている地域；第2が過疎の危険性があり、また農業地域の保全が不可欠な地域；第3が特殊な劣悪条件による影響を受けており、かつ農業地域の保全および地域の観光資源の保護、あるいは海岸線の保全のために農業の継続が不可欠な小地域である。指令には、このように農業地域の保全という言葉がたびたび出てくるのは、それは共通農業政策が環境保護への貢献を高めるべきだとする、先のEC事務局のレポートを取り込んでいるのである。

しかし、実際には1975年のこの指令のなかには環境保全に関する具体的な政策はなんら含まれていなかった。農業地域の保全は、この地で農業を継続することができれば、結果として当然得られるとしていたのである（和泉 1989）。フェネル（1997）も、指令75/268では、環境的な側面は著しく副次的なものに過ぎなかったとした。そうであっても、オランダではこの指令を使って美しい景観を維持する国内政策をとっており、フランスと西ドイツは伝統的な農法を守るためにこの指令を用いた。いっぽうイギリスは、環境面への適用をかたくなに拒否した。指令は、支払いを家畜の頭数に応じておこなう生産刺激的な直接支払いであったので、これに忠実なイギリスでは、家畜密度が増え、過放牧による土壌の浸食や野生動植物の衰退を招いた（和泉 1989）。これには強い批判が国内におき、英国鳥類保護協会（RSPB）は、イギリス政府がその農業生産刺激的な政策を改めるように、指令の表現を変えるべきだと主張した（和泉 1989）。Newton（2017）は丘陵地における過放牧が多く鳥類の減少を招いた理由として、次の6つを挙げている；

- (1) 一様な、丈の短い芝生のような草地を作り出した。多くの鳥にとっては不適である。
- (2) ヘザー（ヒース植物）や矮性の低木を減らし、

イネ科植物やワラビにおきかえた。多くの鳥はイネ科植物やワラビを作る密生した植生を避ける。

- (3) ライチョウ類や野生の草食動物が餌とする新鮮な植生が少なくなった。
- (4) 餌となる無脊椎動物が減少した。原因は植生の構造と植物組成の単純化である。
- (5) 捕食される鳥の数が増加した。原因は卵やヒナを捕食者から隠す植生構造の喪失である。
- (6) 寄生病にかかる鳥が増加した。原因は、家畜との接触機会の増加である。

あわせて、これは過放牧とは直接関係しないが、鳥類の減少を招いた理由として Newton は

(7) 土地の排水をあげている。ムーア湿地となっている地下水涵養型湿地の喪失によって、餌となる無脊椎動物のいっそうの減少をもたらすからである。

条件不利地域政策の始まりは、このように環境の保全の観点からは疑問が残るものであった。とはいえ、マクシャリー改革で導入された農業環境事業の原形は、後の1985年に、初めての条件不利地域政策である指令75/275 (Council of the European Communities 1975b) を改定するなかで現れたのであり、したがって条件不利地域は農業環境政策の揺籃の地と言えるのである。

CAP が環境に対してこのように明確な態度を示さない中で、CAP の外では1977年に第2次環境行動プログラムが採択され、1979年に鳥類指令が採択されるなど、環境や生物多様性を守ろうとする動きははっきりとした姿を表してきた。1981年、欧州議会は「農業の景観を維持することによって、生物学的環境を保護し改善しなければならない」と述べ、「地域政策、社会政策および生態学的な理由により必要であるのに、市場価格の中には組み込まれないサービスに対して、農業者への直接支払いを行うべきである」という、のちの農業環境制度が基づくことになる「哲学」を述べ、欧州委員会にせまった (フェネル 1997)。しかし、CAPにおける環境への対応は、前向きであったり後ろ向きであったりと揺れていた。1981

年に欧州議員が、アイルランド西部の農地排水事業支援のためにEC資金が使用されることについて質問を行ったところ、欧州委員会の答えは、農業における排水の利点について、排水された土地では機械の使用が可能となり冬期に餌とする飼料作物の栽培が可能となり、家畜の健康状態を改善するので農業者の所得を増加させるというものであった (フェネル 1997)。つまり、当時CAPはいまだに大規模な農地排水に補助金を提供していて、そのことに弁明せざるをえない立場にあったのである。

一方、このような答弁をしたものの、欧州委員会は環境を政策に取り入れる用意ができていた (フェネル 1997)。1982年には構造指令72/159の期限が切れることから、欧州委員会事務局は、次期の構造政策では当面する焦眉の問題である農産物の過剰に対応するだけでなく、農業が環境や生物多様性の悪化をひきおこしていることへの批判の高まりにも対処しようとした (欧州議会においても質問が激増していた)。事務局のその努力は、1985年に採択された構造規則85/797となって実現した。新規則には広い範囲の政策が定められていて、そのなかに条件不利地域指令75/275の改訂も含まれていた。

新構造政策の最大の特徴は、旧構造指令と異なり、農業投資補助が農業者の所得にかかわらず受けられることになったことである。ここにきてようやくマンスホルト計画的な考え方、つまり農地を経営体質の弱い農業者から強い農業者に集めようとする発想をほとんど葬ったことになる (和泉 1989)。また、農産物の過剰を反映して、増産効果のない生産性向上を目指している点でも、いっそうの集約化をもたらした旧構造指令の轍は踏んでいない。

この規則85/797では、環境にかんしても新たな政策が盛り込まれた。環境への取り組みがこれまで条件不利地域を主に対象としていたのに対し、地域に関係なく環境保護目的の農業や農業投資について支援を行えるようになった。もともと条件不利地域には、指令75/268で設けた3番目の地域区分として環境保護ともっとも関連する「その他の小区域」が存在した。新規則では、「生

態学および景観の観点から重要と認識される」環境価値の高い地域として、「その他の小区域」内に環境保全特別地域（ESA）の指定を可能とする条項が加わった。その面積は加盟国の国土の4%未満でなくてはならないという条件付きではあったが、環境保全特別地域では、粗放な農業を（ECの資金ではなく）加盟国みずからの資金で国内処置として支援するとされた（和泉 1989；フェネル 1997）。のちに全EUで適用されるようになる環境保全事業の萌芽である。この政策によって、西ドイツでは、野鳥がヒナを育てる春の間牧草地の使用を控えた農業者を財政援助し、デンマークでは、植生の保護のために排水事業を禁止された農業者を財政援助した（和泉 1989）。

規則 85/797 は、環境にかんする事項を全体の一部として持っていたにすぎない。しかしフェネル（1997）は、これが農業環境政策における重要な転換点となったと評価している。そのことは、規則 85/797 がこのあと矢継ぎ早に改正されたことでも分かる。はやくも 1987 年、規則 87/1760 が提案された。新たな規則では、環境の保全が EC の法律としてはじめて独立した目的として扱われたことが注目に値する。さらに、これまで加盟国が全てまかっていた環境保全特別地域政策の費用の 25% を、CAP が負担することとなった。支払いは、少なくとも 5 年間続ける環境にとって望ましい活動に対して、1 ヘクタールあたりの単価で支払われる。つまり、後のマクシャリー改革における環境支払いと同じ形、すなわち、農業者による 5 年間の継続を条件とした、面積あたりの支払いがこの時点で現れたのである。

1988 年には、環境保全地域にかぎらずどこであってもセット・アサイド（休耕地）をおこなった農業者への補助金支給が加わった。農地の少なくとも 20% を農業者の自主判断で 5 年間以上セット・アサイドとし、そこを放置するのではなく農業が再開できるよう資源を保つようにしなくてはならない（規則 88/1094）（Robson 1997）。このため、農業が再開できるよう、刈り払いなどの管理がなされることになった。セット・アサイドは、生産抑制的な政策をとっているにもかかわらず依然としてやま

ない過剰生産の抑制対策として導入されたものであるが、鳥類をも利することが示されている（7.1 節注）。

その後、この規則 88/1094 にも問題が指摘されるようになった。環境保全的な政策が環境保全特別地域に限られること、農業者が粗放化を取り入れていることの判定が簡単ではないこと、セット・アサイドした土地で刈り払いが行われ、環境的な貢献が損なわれていること（Newton 2017）などである。これらの問題点を改善するための政策立案部門の作業は次に来るマクシャリー改革の前夜とも言えるものであり、欧州委員会は 3 年後の 1991 年に規則の再編成を提案した。これが次に来るマクシャリー改革におけるパッケージの一部となったのである。すでに述べたように 1992 年のマクシャリー改革では、セット・アサイドは補助金受給の義務的要件となる。

（注 1） マンスホルト主義に関する感想を、付録 11. 4 にのせた。

（注 2） 生物の保全を保護区など人間活動の卓越しない場所に限って図り、人間活動の卓越する場所では生物の保護を優先させない考え方をランドスペアリング（land sparing）という。いっぽう、いずれの場所でもそれなりの保護を図る考え方をランドシェアリング（land sharing）と呼ぶ（宮下・西廣 2019）。生物の保全の視点からめざすランドスペアリングとは、人間活動の卓越するところで土地利用効率を最大に上げることでその必要面積を小さくし、その分、生物保全を図る場所の面積を増やすことをめざすことである。

5.5 ラッカムの憂鬱を晴らしたもの

1 節「はじめに」で紹介したように、1986 年の著書で、ラッカムはイギリスの農村地帯における 1945 年以降の変化について憂鬱に論評した（Rackham 1986）。けれども、その後の数年で状況は劇的に好転したと日本語版の追加で述べている（ラッカム 2012）。イギリスにおける農業と環境の関係には、ラッカムが経験したように 1980 年代を通じて大きな変化が見られたのである。その変化を

和泉（1989）にもとづいて紹介しよう。

1980年代に入っただけで、1981年に野生生物・田園地域法が採択された。イギリスにおける農業と環境との関係をあつかった最初の法律であり、それは農業サイドと環境サイドの妥協の産物であった。その妥協は、政治的に劣る環境サイドには不満が残るものであったのだが、しかし農業と環境との関係が議論され、両者の関係に軋轢が生じていることが広く知られるようになったことで、その後の状況変化を促したという意味で重要なエポックとなった。この法律が取った手法は、開発を断念した場合の農業者への金銭的補償である。つまり、指定された保護地内で農業者が開発行為を計画したばあい、その開発行為を行わなかったときに生じるとみなされる、見込み損失（逸失利益）の補償をすることである。手続き的には、開発行為を中止とその分の損失補償をする管理協定を農業者と行政が結ぶことになる。行政側に中止させる強制力はなく、損失補償が高額になりがちであるとの批判や、指定された保護地域だけが対象であるとの批判が生じた。指定地域が国土面積に占める割合は特別科学研究対象地区と自然保護区で7%、国立公園が5.5%である。また、めざすのが軋轢の解消であり、積極的に環境の向上を目指すという施策はなかった。とはいえ管理協定自体は順調に働き、農業団体も、生産拡大だけを追求するわけにはいかず、協定の受け入れを奨励したという。

野生生物・田園地域法が1981年に採択された以降、補助の対象となる事業が大きく変化し、以前は補助の対象であった生垣・石垣の除去や農地の開墾など環境破壊的な事業は補助の対象からはずされたり、補助率が下げられたりし、逆に生垣や石垣を作るといった環境保全にとって好ましいものが補助の対象として選別されるようになった（注）。さらに、新たな林地を作ることにも補助金の支給が開始された。1980年までは費用の50%以上あった排水への補助金もこのあと急速に減少し、1988年にはゼロとなった（Newton 2017）。

これらラッカムが劇的に変化したと評価した動きは、その背景にイギリス国内の世論の高まりがあったことは

事実であるが、EU全体での環境や生物多様性保護の進展に依ったことも事実である。ちなみに1981年の野生生物・田園地域法は、EUにおいて1979年に採択された鳥類指令への国内対応ということもあって立法化されたのであった。また1985年の野生生物・田園地域法の改正でも、その改正はEUが構造政策規則85/797を採択し、加盟国に特別保全地域を指定して環境支払いをするよう求めたことへの対応であったのである（和泉 1989）。Newton（2017）は、1988年に欧州委員会が、CAPがいまや環境破壊をもたらしていることを公式に認めたことで長い改革が始まり、それがイギリスにも及んだと記している。

（注）生垣が鳥類の多様性に果たす役割。イギリスにおいては、鳥類の長期個体数調査（CBCセンサス 9.1節）が1962年より続けられている。そのデータによれば、センサスでみられた57種のうち30種あまりが、調査区内の生垣密度の低下とともに個体数が直線的に減少することを示している（O'Connor と Shrubbs 1986）。

実験的手法でも、鳥類にたいして生垣が果たす機能が確かめられている。Bullら（1976）は、ノフォーク県にある農地の生垣を30%除去し、除去する前4年間（1965-1968）と除去した後4年間（1971-1974）の鳥類の数を計測して比較した。すると生垣に営巣する種のうちには減少するものも減少の見られないものもあった。減少したのは種子食ではない鳥であり、減少の見られない種は種子食の鳥であった。減った鳥で代表的なものは、ミソサザイ（wren 38%の減）、クロウタドリ（blackbird 25%減）、ヨーロッパカヤクグリ（dunnock 20%減）、ウタズグミ（song thrush 19%の減）である。種子食鳥が減らなかったことから、種子食鳥は営巣場所に不足していないとみなされた。一方、生垣外の開けた場所に営巣するヒバリなどの鳥類は逆に増加した。

CBCセンサスでは生垣が少なくなるほど鳥類の数が減っていたにもかかわらず、Bullらが生垣を除去しても種子食鳥の数には変化がみられなかったことから、生垣が少ない農地景観では生垣以外の要因も違っていて、たとえば冬期に種子食鳥の餌が減っている、繁殖期にヒナ

の餌となる無脊椎動物が減っているなどの野鳥の生息に不利となる変化もあわせて起きていた可能性が考えられる。

5.6 マクシャリー改革に農業環境事業が組み込まれた背景

ここまでは、環境や生物多様性に農業近代化があたえた影響を減らそうとする対策が、マクシャリー改革直前までの CAP の政策のなかに取り込まれていく歴史を述べてきた。ここで、1992 年のマクシャリー改革で農業環境事業が組み込まれた背景を 7 点にまとめておくこととする。

- (1) 世界的な生物多様性の危機にかんする関心の高まり。1992 年はその一つの高まりとなったリオデジャネイロ宣言が出された年である。
- (2) EU 内では、1973 年より環境行動プログラムによる環境への取り組みが重ねられてきた。農業が環境におよぼす影響は、第一次環境行動プログラムですでに指摘されていた。
- (3) 1986 年に、環境を共同体の基本条約に組み込んだ単一議定書が発効し、CAP 自身の政策にも環境を組み込まなくてはならなくなった。
- (4) 国際条約に基づいて指定された保護地や鳥類指令によって指定された保護地において、環境を考慮した農業生産による機会逸失にたいする補償制度があった。
- (5) CAP には、条件不利地域において、環境を考慮した農業生産をすることによる機会逸失にたいする補償制度があった。
- (6) CAP が直面していた農業生産の過剰を解決するには粗放化が必須であり、環境や生物多様性の保護はそれを促進するので、農業が向かおうとしている方向と軌を一にするものであった。
- (7) 硝酸塩指令を守るためには農業生産の粗放化が必須であり、これも環境や生物多様性の保護がやろうとしていることと軌を一にするものであった。

以上がマクシャリー改革で農業環境事業が組み込まれた背景であるが、マクシャリー改革と環境の関係にかんして、興味深いアンケートがあるので付け加えておく。それは、加盟国の農務大臣など当時のほとんどの閣僚会議の関係者は、「マクシャリー改革に環境問題が影響したか」という問いに、「影響したとは考えていない」と回答していることである（クーニャとスウィンバンク 2014）。当時の農務大臣にとって、価格支持がなくなることが関心の全てであり、環境は遠い存在だったようである。このような農務大臣のもとで農業環境事業の導入が承認されたのは、貿易摩擦の解消という待ったなしの事態に農務大臣の関心が集中したおかげなのかも知れない。もしマクシャリー改革とは独立の案件として農業環境事業の導入が提案されていたら、農業閣僚会議の抵抗にあっていた可能性もある。

6 マクシャリー改革から 2017 年までの農業環境事業の変化

マクシャリー改革についてはすでに 4.2 で紹介したので、ここではマクシャリー改革以降の CAP における変化について述べる。

6.1 その後の CAP 改革

CAP は改革の連続で、留まることを知らないかのである。マクシャリー改革のあと、CAP は 1997 年の「アジェンダ 2000 改革」、2000 年の「中間見直し」（という大きな改革）がなされ、さらに農業委員ホエルのもとで 2008 年の「ヘルスチェック」、「2013 年改革」と、2017 年までに 4 回の大きな改革が続いた。これらの改革に一貫していることは、1) 各国に分配される CAP 予算の削減、2) 環境政策を含む農村・農業者政策の強化、3) 基礎的の支払いを受ける要件の高度化である。環境政策を重視する傾向は、アジェンダ 2000 と中間見直しを指導した欧州委員会農業担当委員であったフィシュラーによる「環境問題は CAP の内側から出てきたものではないが、

CAPの内側から出てくるものにならなくてはならない」という発言に象徴されている。

6.2 CAP 二つの柱

マクシャリー改革のすぐ次の改革が1997年のアジェンダ2000改革である。CAPは、これによって、それまでの政策が二つの柱にまとめられ分かりやすくなった。第一の柱は市場や基礎的支払いなどの所得政策であり、第二の柱は農村振興政策をうたった社会政策である。実際には、第二の柱には第一の柱に含められない政策の全てが押し込まれ、農業者の技術力の向上など競争力の強化への支援といった政策も含まれる。続く2000年の中間見直しで、第二の柱は4つの軸にまとめられ、さらに分かりやすくなった。それらは

- 第1軸 農林業セクターの競争力改善、
- 第2軸 環境および農村空間の改善、
- 第3軸 農村生活の質の向上と農村経済多角化、
- 第4軸 リーダープログラム (LEADER program)

である。農業環境支払いは第2軸に含まれる。第2軸は「農地の持続的利用を目的とする措置」と「林地の持続的利用を目的とする措置」の大きく二つからなり、条件不利地域、農業環境、動物福祉などの支払いが前者の「農地の持続的利用を目的とする措置」に入り、Natura 2000支払いは、農地、林地の持続的利用を目的とする措置のいずれにも存在する(和泉 2013)。第4軸は住民自らがアイデアを出して農村の活性化に取り組む、自主的な活動に対する支援をおこなうボトムアップ的なプログラムである。リーダー (LEADER) というプログラム名は、このプログラムの内容をあらわすフランス語の頭文字 (Liaison Entre Actions de Développement de l'Économie Rurale) からとられている。使い勝手の良い農村振興予算であり、藤井ら(2018)や石田(2018)は、オーストリアでの農村の活性化に果たす、このプログラムの積極的な役割について具体的に紹介している。

アジェンダ2000改革におけるもう一つの特徴は、第一の柱から第二の柱へ財源の一部移転を行うモジュレーションを許したことである。財源移転のための原資は、

第一の柱において基礎的支払いを多く受ける、規模の大きい農業者への支払いを削減することによってえられる。モジュレーションは、個々の加盟国へのCAP予算の配分額が減る中で、重視すべき第二の柱への配分額を確保するための策である。移転は国内処置であり、第一の柱での削減が生じた個々の国の中だけでなされる。モジュレーションが開始されたアジェンダ2000改革では、加盟国の判断に実施が任せられていたのであったが、2003年の中間見直しでは義務化され、受給額5000ユーロを超える農業者に支払われる直接支払いを5%削減し、その分を第2の柱へ移転することが決められた(平澤 2009)。2008年のヘルスチェックでは、移転額は直接支払いの10%とされ、受給額が30万ユーロを超える農業者には14%の支払額の削減を、5千ユーロを上回る農業者には10%の支払額の削減を定めた(平澤 2009)。CAPは大農に有利であると指摘され続け、マクシャリー改革の原案などで傾斜配分が事務局から提案されても、閣僚理事会は一貫してこれを否決してきた。それがCAP予算の緊縮と第二の柱の重視の流れを前にして崩れたのである(ただしヘルスチェックでの削減は、欧州委員会の原案ではより大きなものであった)(平澤 2009)。さらに2013年改革では、加盟国の判断で第1の柱と第2の柱の間で双方向に最大15%まで移転が可能となった。双方向となったのは、旧東欧など加盟国の農業のありかたが多様になったことを配慮せざるをえなかったためである。このあとCAPは加盟国の裁量を相当程度認める、国別化とよばれる方向へと進んでいく。

7 基礎的支払い要件の変化

— 高度化の歴史

7.1 セット・アサイド

基礎的支払いを受けるためになさねばならない要件は、改革のたびにその水準が高くなっていった。1992年のマクシャリー改革で基礎的支払いを受けるための要件は、必ず休耕地を設けねばならないとする義務的セッ

ト・アサイドだけであった。セット・アサイドでは耕地の15%以上を休耕地とする(その後10%に変更される)。このさい同じ場所を複数年セット・アサイドとしても良いし(非輪作的セット・アサイド)、輪作体系に組み込んで毎年場所を変えても良い(輪作的セット・アサイド)。セット・アサイドは過剰農産物対策であったので、生産性の低いところだけを農業者が休耕するのは防がねばならない。そこで、同じ場所にセット・アサイドを設定できるのを5%までとした。耕地が対象なのは、草地には休耕というものがないことと、マクシャリー改革で直接支払いの対象となったのがまず作物であり、畜産がこのあと遅れて組み込まれたことによる。

セット・アサイドされた場所では、殺虫剤などの薬剤散布を制限することになるので鳥類の餌となる節足動物が多く、減少の激しいヒバリなどの鳥類が、周囲の耕作されている農地よりも多く繁殖していることが、イギリスにおいて報告されている(Thomasら1996; Hendersonら2000a, b; Firbankら2003; Donald 2004)(注)。イングランドにおけるクロス・コンプライアンスの農業者向け解説書においても、セット・アサイドは水質汚濁や土壌浸食を防ぎ、鳥類を含む野生動物の生育地となるとしている(Defra 2011)(Defra; the Department for Environment, Food and Rural Affairs)。すでに述べたように、セット・アサイドはエネルギー作物などの増産の必要が生じた2007年に義務的ではなくなった。

(注) 以下にセット・アサイドが鳥類にあたえる利益について紹介する。Thomasら(1996)やBuckinghamら(1999)、ParishとSutherton(2004)はセット・アサイド地が冬期の餌を種子食鳥に提供し、春に地上営巣性の鳥類に営巣場所を提供することを示した。周囲の穀物畑は、いまや収穫漏れがほとんどないハーベスターで収穫するので、刈り残されたりこぼれたりする種子がなく、またここでは除草剤をまくので雑草種子も提供されない。このため、通常の作物畑が、餌の不足する冬期に鳥類にたいして提供する餌はわずかなものでしかない。Hendersonら(2000a)とFirbankら(2003)も、主要な鳥類グルー

プの全てが冬期にセット・アサイドを利用し、周囲の穀物畑と比べてより多くの鳥がみられることを示した。2007年にセット・アサイドは義務的ではなくなり、このため種子食鳥の減少を招いた(Gillingsら2010)。

次に、ヒバリについてとくに取りあげる。ヒバリは20世紀の後半から急激に減り、しかも作付けされた農地内で営巣するので、農業環境事業がまさに扱うべき種として強い関心が持たれた。ヒバリは草丈が20cm程度で、ところどころ裸地があるところを好んで営巣する。春まき作物はこの条件を満たすが、20世紀中盤以降に広まった秋まき作物は、冬から春に背が高く密生してヒバリの営巣には適さない。セット・アサイド地では、すくなくとも1年目はそこに疎生した植生が成立するので、ヒバリの個体数を増やすものと期待された。近くの穀物畑や改良草地と比べて、セット・アサイド地は2倍以上のヒバリの個体数や繁殖密度を夏期に持つ(Wilsonら1997; Poulsenら1998; Wakeham-Dawsonら1998; Hendersonら2000a, b)。Donald(2004)は、8つの研究を総合して、ヒバリの1km²あたり営巣密度がセット・アサイド地で46ペアあり、草地の18ペアや耕地の28ペア、耕畜混合農地の22ペアと比べて飛び抜けて高いことを示した。Hendersonら(2001)は、同じセット・アサイド地でも植生構造によりヒバリの密度は異なり、調査区内の30%が無植生地であるとき密度が最も高くなることを示した。彼らは、無植生地の面積から見て輪作的セット・アサイド地の50%がヒバリに適地であるいっぽう、非輪作的セット・アサイド地では10%が適地にすぎないとした。非輪作的セット・アサイド地では2年目以降、草丈が高くなり、植生が密生するからである。

セット・アサイド地の初期の管理法は、Hendersonら(2001)が示したように生物多様性への貢献を最大にするものとは言えなかった。夏期に草刈りをするというCAPが定めた初期の規則は、鳥類の利用を制限し、多くの巣を破壊した。多くの研究が生物多様性を豊かにするセット・アサイド地の管理法を研究し、それを学んでCAPによる管理規則は変わっていった。

なお、ヒバリの学名(ラテン語名)は*Alauda arvensis*

であり、属名の *Alauda* がヒバリを意味し、牧野 (2008) によれば種小名の *arvensis* は可耕地の、原野生の、畝地生の、を意味する。作物が栽培されている耕地の中で営巣することを、学名も表しているのである。ヒバリは生垣や電線の近くをさけて営巣地を選ぶほど、草原にもつばら適応した鳥である (Newton 2017)。ヒバリは日本においても減少している (植田ら 2005)。

7.2 クロス・コンプライアンス

アジェンダ 2000 改革 (1997 年) では、セット・アサイドに加えてクロス・コンプライアンス (交差要件) が基礎的支払いを受ける要件に加わり、求められる要件のレベルが上がった。この時点では準備段階であって加盟国は必ずしも実施しなくても良かったが、2000 年の中間見直しでは義務となり、必ず実施しなくてはならなくなった。

導入されたクロス・コンプライアンスは二つの部分からなり、一つは法定要件 (Statutory Management Requirements; SMRs) であり、もう一つは模範的農業要件 (Good Agriculture and Environmental Conditions; GAECs) である。法定要件では、EU が定めた 18 の法令の指定条項を守ることが求められ、模範的農業要件では EU が示した例示と承認に基づいて加盟国がその国の状況に応じて定める要件を守ることが求められる。農業者はクロス・コンプライアンスの有無にかかわらず、法定要件を守る義務がある。違うのは、クロス・コンプライアンスのもとでは、毎年 1% の農業者にたいして査定があり、その結果によっては農業者が受給額を削減される点である。基礎的支払いなしにはほとんどの農業者は経営を維持できないのであるから、査定があることの意味は大きい。なお、クロス・コンプライアンス自体は EU で初めて導入されたわけではなく、1985 年にアメリカがまず導入し、EU 加盟国ではないスイスやノルウェーでも導入されている (荘林 2012)

EU におけるクロス・コンプライアンスの法定要件である 18 の法令は、「環境」「動物衛生」「食品の安全性」「動物福祉」にかんするものであり、「環境」においては「鳥

類指令」「生物生息地指令 (保護地指定による自然保護をめざす Natura 2000 の根拠となる法令)」、「下水沈殿物を農地に還元することによる汚染防止指令」、「特定の危険物質による地下水汚染防止指令」、「農業由来の窒素による地下水の硝酸塩汚染防止指令 (硝酸塩指令)」が含まれる (表 1)。

いっぽう模範的農業要件においては、土壌流出の防止や土壌有機物を維持するための輪作、土壌構造を維持するための適切な農機の使用、農地や生育地保全のための過剰でない家畜密度、永年草地の保護、景観的地物 (ちぶつ) (landscape feature) の保持、農地への望ましくない植生の侵入回避などが求められる。模範的農業要件は 2013 年に改訂され、家畜密度などが削られた一方、景観的地物に関してはより具体的に記述された。また野鳥の子育て期に生垣や樹木を伐採することも禁じている。加盟国は、農業者の無知や不注意によってクロス・コンプライアンスを破ることがないように、助言のための官民の制度を設けている。

法定要件である硝酸塩指令を除いては、農業者が定められた要件を守ることは少しの気遣いがあれば可能である。このため達成される環境効果がとりわけ高いとは言えない。第 1 の柱でクロス・コンプライアンスがめざすものは、どの農業者もなすことができる範囲で、EU 内の広い農地面積に、最小限の共通する環境水準の維持をもたらすことといえる (和泉 2013)。

7.3 イングランドのクロス・コンプライアンス

クロス・コンプライアンスについて、前節で全ての加盟国に共通する事柄を述べたので、以下では、イングランドの 2011 年版のクロス・コンプライアンスを例にしてより具体的に紹介する (Defra 2010) (Defra: the Department for Environment, Food and Rural Affairs)。法定要件 (SMRs) は EU で定めにしたがって 18 あり、そのなかに「硝酸塩警戒地帯」の条項がある。条項は、窒素施肥の施肥量、施肥の仕方、施肥してはならない期間や場所について事細かに規定し、記録を残すことを求めている (SMR 4)。ドイツが全国土を硝酸塩警

表 1. クロス・コンプライアンスにおける遵守すべき関係法令一覧（和田 剛、山崎 良人 月報「畜産の情報」
2007年1月 <https://lin.alic.go.jp/alic/month/fore/2007/jan/spe-01.htm> より引用）

A. 2005年1月1日から遵守の対象となる法令

(A) 環境

1. 野鳥の保全に関する理事会指令（鳥類指令）（79/409/EEC）第3、4(1)、(2)、(4)、5、7、8条
 - ・加盟国は、自然界におけるすべての野鳥について、その多様性や生息地の保護、維持、復元を図ること。
 - ・加盟国は、絶滅の恐れのある野鳥種について保護策を講じること。
 - ・加盟国は、野鳥およびその卵の捕獲、巣の撤去などを慎重に行うための一般的なルールを定めること。
 - ・加盟国は、野鳥の大量捕獲や無差別な捕獲の手段を禁止すること

2. 特定の危険物質により引き起こされる汚染からの地下水の保護に関する理事会指令（80/68/EEC）第4、5条
 - ・加盟国は、本指令に定める物質（有機ハロゲン化合物、有機リン化合物など8種類の物質およびその化合物）について、地下水に直接流入させることを禁止すること。またこれらの物質が間接的に地下水に流入しないよう、廃棄などに関わる事前調査や防止策を講じること。

3. 下水沈殿物をとくに農用地として使用する際の環境の保護に関する理事会指令（91/676/EEC）第3条

4. 農業由来の窒素による水質汚染防止に関する理事会指令（生育地指令）（91/676/EEC）第4、5条
 - ・加盟国は、生産者が任意に取り組む、窒素による地下水の汚染を低減するための施肥方法などの基準となる「農業適正規範（Code(s) of Good Agricultural Practice）」を定めること。
 - ・加盟国は、窒素による水質汚染区域を設定し、区域毎に、農業活動に由来する窒素に関するデータの監視や窒素の利用制限などを盛り込んだ行動計画を作成すること。この行動計画には肥料の種類別の使用禁止期間、糞尿の貯蔵量、使用を禁止する場所や状況での肥料散布の禁止などを盛り込むこと。

5. 自然生育地と野生動植物の保全に関する理事会指令（92/43/EEC）第6、13、15、22(b)条
 - ・加盟国は、特定地域における自然管理計画を定め、必要な保護対策を講じること。
 - ・加盟国は、保護対象の植物種について、必要な保護対策を講じること。
 - ・加盟国は、保護対象の動物種について、地域的な絶滅やその恐れにつながるような無差別な捕獲方法を禁止すること。
 - ・加盟国は、自然の動植物相に影響をあたえないよう、外来種の導入にあたっては慎重に対処すること。

(B) 公衆衛生および動物衛生

動物の個体登録

6. 動物の個体識別および登録に関する理事会指令（92/102/EEC）第3、4、5条

7. 牛の個体識別および登録のための体制の枠組みでの耳標、農場の登録およびパスポートに関する理事会規則（EC/820/97）を実行するための詳細な規則を規定する委員会規則（EC/2629/97）第6、8条

8. 牛の個体識別および登録システムの確立および牛肉・牛肉製品の表示に関する理事会規則 (EC/820/97) を廃止する欧州議会および理事会規則 (EC/1760/2000) 第 4、7 条

8a. 羊および山羊の個体識別および登録システムの確立に関する理事会規則 (EC/21/2004) 第 3、4、5 条

B. 2006 年 1 月 1 日から遵守の対象となる法令

(A) 公衆衛生および動植物衛生

9. 農薬の販売に関する理事会指令 (91/414/EEC) 第 3 条

10. ホルモン様または甲状腺ホルモン様物質および β 様作用を有する特定の物質の畜産での使用の禁止および指令 81/602/EEC、88/146/EEC、88/299/EEC を廃止する理事会指令 (96/22/EC) 第 3、4、5、7 条

11. 食品法の一般原則と欧州食品安全機関の設立、および食品安全に関わる手続きに関する欧州議会および理事会規則 (EC/178/2002) 第 14、15、17 (1)、18、19、20 条

12. 伝染性海綿状脳症(TSE)の防疫、管理、撲滅に関する欧州議会および理事会規則 (EC/999/2001) 第 7、11、12、13、15 条

(B) 疫病の届け出

13. 口蹄疫の管理に関する共同体対策を導入する理事会指令 (85/511/EEC) 第 3 条

14. 特定の家畜伝染病の管理に関する一般的な共同体対策と豚水胞症に関する特別対策を導入する理事会指令 (92/119/EEC) 第 3 条

15. ブルータングを管理・撲滅するための特別対策を規定する理事会指令 (2000/75/EC)

C. 2007 年 1 月 1 日から遵守の対象となる法令

動物福祉

16. 子牛の保護のための最低基準を規定する理事会指令 (91/629/EEC) 第 3、4 条

17. 豚の保護のための最低基準を規定する理事会指令 (91/630/EEC) 第 3、4 (1) 条

18. 農業目的で飼育される動物の保護に関する理事会指令 (98/58/EC) 第 4 条

戒地域としたのとは違って、イングランドの硝酸塩警戒地域は領域の一部であり、この地域にある農業者のみに対策が課せられる。ただ硝酸塩警戒地域はイングランドの約55%を占める（見直し毎に異なる）ので、ほぼ半数の農業者が一連の作業を要求されることになる。生物多様性に関する項目は「野鳥」（SMR 1）、「生息地と種」（SMR 5）が関係する。いずれも複雑なことは求められていない。「野鳥」の条項では、野生の鳥とその巣、卵を意図的に殺す、傷つける、捕獲することを禁じ、また意図的におどすことも禁じている。「生息地と種」の条項では、欧州で保護すべき野生植物種の、許可なき引き抜きや刈り取りを禁じている。特別保護地域内であると、この条項のもと農地の改変に制限がある。

模範的農業要件では、15ある条項のうち生物多様性と関連するのは次の9つの条項であり、それらは、「環境影響アセスメント」（GAEC 5）、「科学的特別重要地」（GAEC 6）、「過放牧と不適切な追加給餌の回避」（GAEC 9）、「ヒースと草地の野焼き」（GAEC 10）、「非生産農地」（GAEC 12）、「生垣と水系の保護」（GAEC 14）、「生垣」（GAEC 15）、「樹木の伐採」（GAEC 16）、「登録孤立木」（GAEC 17）である。

「環境影響アセスメント」では、未耕作の土地や半自然の土地での許可なき土地改変をしないことが求められ、「科学的特別重要地」でも、農地が科学的特別重要地に指定されている場合、同じく未耕作の土地や半自然の土地での許可なき土地改変をしないことが求められている。「過放牧と不適切な追加給餌」では自然、半自然生育地を守るために家畜密度を適正に保つことが求められている。ここでいう自然、半自然生育地とは、ムーア、未改良草地、林間放牧地、ヒース、砂丘などである。追加給餌をすることは、放牧地の飼養能力を超えた家畜の頭数を飼育していることを意味する。「ヒースと草地の野焼き」では、許可を受けることと、11月1日から3月31日の間に行うことが求められている。「非生産農地」では、5年に一度刈り取って、望まれない植生の侵入を防ぎ、良い農環境を保つことが求められている。除草剤を使ってはならず、そこに住む生物のことを考えて、半分以上の面積を同一年内に刈ってはならない。「生垣と

水系の保護」では、生垣の中心から2mまでの範囲、水系、溝の端から1mないし2mまでの範囲を耕作したり、有機ないし無機の肥料、殺虫剤・枯草剤を散布したりしてはならない。水系に土や薬剤が流れ込まないようにするためである。「生垣」では、生垣を除去するさいには許可を受け、鳥類の繁殖期間である3月1日から7月31日の間は、伐採や刈り込みをしてはならない。このほか「樹木の伐採」、「登録孤立木」のいずれでも、伐採には許可が必要である。模範的農業要件には以上の9つの他に、土壌の構造と土壌中の有機物を維持し流亡を防ぐための条項や、水系の汚染を防ぐ条項、石垣を対象とした景観を守る条項、歴史的記念物を守る条項などが存在する。以上のことは、ほとんどの農業者が私的財産の変更や処分は何らかの制限を受けていることを示す。

7.4 グリーニング支払い

2007年にセット・アサイドを義務的に課することが終了しているので、2013年まではクロス・コンプライアンスを守ることだけが、第1の柱で支払いを受けるための要件であった。そこにグリーニング支払い（正式名称、「気候・環境に有益な取り組みに対する支払い」）が2013年のCAP改革で加わった。1997年のアジェンダ2000改革でクロス・コンプライアンスが導入されて以来の大きな改革と言って良い。グリーニング支払いの実施は加盟国の義務となっているので、EU全土で取り組まれている。農業者がグリーニング支払いに応じるかは自由であるものの、グリーニング支払いの配分が第1の柱の30%を占め、そのぶんクロス・コンプライアンスへの支払いの配分が少なくなるので、これまでと同じ額の支払いを受けようとするれば、農業者はいずれにも応募せざるをえない。第一の柱において達成すべき環境便益がグリーニング支払いの導入によって一層強まったといえるが、農業者からすると基礎的支払いを受給するハードルが一挙に高まったとも言える。マシューズ（2015）はこのグリーニング支払いは8.5で紹介するスイスの経験に影響されたものとしている。実際よく似ているのである。

グリーニング支払いを受給する要件は次の3つであ

る。第1は永年草地の維持であり、第2はみずからの農地における環境重点用地 (Ecological Focus Area) の設定であり、第3が作物の多様化、すなわち複数作物の植え付けである。

第1の永年草地の維持では、農地が自然保護区に含まれているときは、所有する永年草地を耕地へ転換してはならない。自然保護区に含まれていないときは国や地域レベルで永年草地の減少率が5%未満で維持されていさえすれば、所有する永年草地を耕地へ転換する、しなに関わらず個別農業者としての受給要件は満たされる。

第2の環境重点用地の設定では、農業者は農地の5%の面積を環境重点地に設定しなくてはならない。環境重点地として認められるのは、休耕地、段々畑、景観要素、緩衝緑地帯、短期の植林地、間作物・緑肥、窒素固定作物であり (ほか認められれば追加可能) (平澤 2014)、加盟国による変更も可能である。窒素固定作物が入っているのは農業サイドとの妥協の産物である。環境重点用地は、後の8.5節で述べるスイスの農業環境事業でなされている生態重点地区を参考にしている。

第3の作物の多様化では、原則として耕地面積が30ha以下であれば少なくとも2つの作目を、それを超えるならば少なくとも3つの作目を栽培する必要がある。

クロス・コンプライアンスの導入でもそうであったのだが、グリーンング支払いの導入は、基礎的支払いを続ける理由付けでもある。マクシャリー改革から時間がたてばたつほど、農業者に削減傾向にあるCAP予算のもとで補助金を出し続けるには、農産物の価格補償の廃止にともなう農業者収入の補填を根拠にすることでは困難になり、それに代わる理由付けが必要になるからである。そして、その理由づけがEUでは環境なのである。ただしグリーンング支払いには、環境サイドから不十分との批判も多くあり (Pe'erら 2014)、それが2021年改革のFarm to Fork戦略につながっている (平澤 2021, 2022a, b)。生物多様性や気候変動に対応した政策は、新たな策定に向けて目下めまぐるしく動いている (平澤 2023)。

8 農業環境事業の実際

第1の柱における受給要件であるクロス・コンプライアンスは環境にかんして守るべき最低線なので、ヨーロッパが直面している環境問題を、これだけで解決することは出来ない。そこで、第1の柱での受給要件で達成される水準をこえて、農村環境の保全を図ろうとするのが、第2の柱の第2軸にある農業環境事業 (Agri-Environmental Scheme) である。このことは前節で述べた。グリーンング支払いは、多少この境界を曖昧にしたが、それでも達成できる水準は限られ、農業環境事業が必要なことには変わりがない。農業環境事業は、重点の置き方や実施の方法などが加盟国の裁量に大きく任されている、制度を設計し実施する主体も国、地方政府と加盟国によって異なる。ちなみにドイツは州が実施主体である。EUの役割は、基本となる方針や目標を定め、加盟国個々の農業環境事業を承認し、予算を配分することにある。EUは、農業環境事業の目標を次のように5つ定めている (理事会規則 1257/1999)。

- (1) 農地の環境や景観、景観を構成する地物 (features)、自然環境資源、土壌、家畜や作物の遺伝的多様性などの維持と向上、
- (2) 環境に優しい農業の推進、草地の粗放管理、
- (3) 存続が危ぶまれる高い自然価値をもつ農業とその環境の保全、
- (4) 農地における景観と歴史的地物の維持
- (5) 営農にかんする環境計画の実践的使用

である。これらの目的を達成するために、農業環境事業には、生物多様性や景観の維持・向上だけでなく、そこには有機農業や減農薬、農地の森林化の促進も含まれ、さらに、家畜動物福祉、水質汚濁や土壌流亡の阻止、それに過疎化が問題となる条件不利地への補助も含まれている。窒素肥料由来の硝酸塩窒素については、はじめ実施主体によっては農業環境事業に含まれていたが、EUが定めた法定要件であるのでクロス・コンプライアンスで扱うべきものであり、重複であるとしてCAPによって削

られた。農業環境事業では、農業者がとりくむべき具体的な作業対象や作業内容は少なくとも概略があらかじめ定められている場合が多いが、イングランドのトゥリー (2020) のように農業者の申請にもとづく場合もある。また、何らかの成果と結びつけて支払いを行う、結果指向的なものもある。

環境事業の実施は加盟国の裁量にまかされているので、実施される農業環境事業は国によって中味が違うだけでなく、イギリスやドイツなどでは一つの国でも地方政府によっても異なる。北西ヨーロッパの加盟国の事業の共通点は、農業者が広く参加できるオプションと、対象となる環境や目的を絞ったより高度なオプションの2層から構成されていることである。違いは、イングランドが生物多様性を前面に出しているのに対して、大陸の諸国は農業の粗放化が前面に出ている点である。イングランドでは多くの農家が参加できる第1層から生物多様性への対策を細かく規定するのに対して、大陸の諸国では第1層での生物多様性は蓋然的であり、より具体的には第2層が担う。以下、イギリス (離脱前)、ドイツ、フランス、スウェーデンと、EU加盟国ではないスイスの例を紹介する。

8.1 イングランド

イギリスはイングランド、ウェールズ、スコットランドと北アイルランドの3つの country と1つの province からなり、それぞれが独自の農業環境事業を行っている。ここでは、そのうちイングランドについて紹介する。

イングランドでは、1992年のマクシャリー改革によって導入された農業環境事業が、田園ステュワードシップ (Countryside Stewardship) として同じ年に始まった。審査があり、それに通った農家のみが参加できる。2005年には環境ステュワードシップ (Environmental Stewardship) と名を変え、新たに入門レベルステュワードシップ (Entry level Stewardship) を設け、審査を必用とせず、広く浅く農業環境を利する行為にも支払いを始めた。以前の田園ステュワードシップは高度レベルステュワードシップ (Higher Level Stewardship) に

名を変え引き継がれた。2010年からは、それまで環境ステュワードシップとは独立に行われていた条件不利地にたいする丘陵地農場手当 (Hill Farm Allowance) が、丘陵地入門ステュワードシップ (Upland Entry Level Stewardship) となり、入門ステュワードシップに組み込まれた。入門ステュワードシップの扱う範囲が広がったことになる。2019年からは農業環境事業の名称がふたたび田園ステュワードシップ (Countryside Stewardship) にもどり、中層ステュワードシップ (Mid Tier Stewardship) と高層ステュワードシップ (Higher Tier Stewardship) の2層となった。この改訂は、CAP予算の削減のもと、限られた予算でより実効性のある制度となるよう仕組みを改めたものである。中層ステュワードシップへの参加には審査があるので、大きな改変と言ってよい。田園ステュワードシップは2024年分まで募集されるが、その後はEU離脱にともなうCAPを原資とする基礎的支払いの廃止に対応した Environmental Land Management Schemes が予定されている。

本稿は農業環境事業とはなにかを紹介するのが目的であって、最新の事業を追いかけることではないので、ここでは2005年から2014年まで実施されていた農業環境事業である環境ステュワードシップ (Environmental stewardship) を主に紹介する。イングランド (とスコットランド) の環境ステュワードシップについては、すでに和泉・野村 (2013) にも詳しい紹介がある。2019年からの田園ステュワードシップに関しては、和泉 (2018) や本稿付録 11. 2 を参照されたい。

2005年に開始されたイングランドの環境ステュワードシップ事業は、上に述べたとおり入門レベルと高次レベルからなる。クロス・コンプライアンスを一番下の層とすると、直接支払いによる環境対策は1) クロス・コンプライアンス、2) 入門レベルステュワードシップ、3) 高度レベルステュワードシップの3層構造となっている。入門レベルには、一般の農業者を対象とした入門レベルステュワードシップ (Entry Level Stewardship) (第1版 Defra 2005 日本語翻訳 眞嶋・紺野 2009) と有機農業者を対象とした有機入門レベルステュワード

シップ (Entry Level Organic Stewardship) (第2版 Natural England 2008 日本語翻訳 安田・紺野 2014) の二つがあり、高次レベルには、高次レベルスチュワードシップ (Higher Level Stewardship) (第3版 Natural England 2010 日本語翻訳 中村・弓削・紺野 2013) がある。高度レベルへ参加するには原則として入門レベルへの参加が条件となる。入門レベルと有機入門レベルの契約期間が5年であるのに対して、高度レベルは10年と長い。入門レベルは多くの農業者が参加できることをめざし、高度レベルは目標を明確にし、それに向かった事業の実施をめざす。目標の達成が不十分であると認定されると、5年目で解約されるので、制度全体が結果志向的である。ここでは2005年の第1版にもとづいて、8.1.1で入門レベルを、8.1.2で高度レベルを説明する(環境スチュワードシップの最終版である第4版については11.1節の付録で入門レベルを詳しく紹介する。第4版には、次の田園スチュワードシップで採用された募集方法の前触れとなる部分があることと、丘陵スチュワードシップが加わったことを除けば、第1版から根本的な変更があるわけではない)。

8.1.1 入門レベルスチュワードシップ

入門レベルには61のオプションがあり、それぞれのオプションには1haあたり、もしくは100mあたりのポイントが与えられる。たとえば生け垣の片側管理のポイントは100mあたりの11ポイントであり、両側管理は22ポイントである。農業者は入門レベルに参入させた農地平均で1haあたり30ポイント以上となるようオプションを組み合わせて実施する。30ポイントを超えてオプションを選んでも越えた部分は考慮されず、1ポイント=1ポンドとして換算されるので、1haあたり年30ポンドの定まった報酬となる。もし農業者が有機農業を行っているとの認証を認証団体から受けている場合、有機入門レベルスチュワードシップに応募することができる。有機入門レベルでのオプションの種類と必要とされる管理内容は入門レベルスチュワードシップと同じで、必要とされるポイント数も1haあたり30ポイント以上と同

じである。違うのは、有機農業それ自身が環境の向上に資するとして1haあたり30ポイントがあらかじめ与えられる点である。したがって、農業者は1haあたり60ポイントを獲得できる。ここでも1ポイントは1ポンドに換算される。もし農業者が新たに有機農業に転換したのであれば、2年間にわたって1haあたり175ポンドの支援が有機農業スチュワードシップのもとで別にあたえられる。有機農業への移行が強く奨励されていることがわかる。

入門レベルにある61のオプションは、10群に分かれている。それらは、

- (1) 農場環境の記録
- (2) 農地の境界となる地物(生垣、石垣、溝、土手)
- (3) 背の高い樹木や林縁(林縁の柵)(林そのものに対しては森林関係の別の補助金がある)
- (4) 歴史的な、もしくは景観を特徴付ける地物(伝統的農場建築物、遺跡)
- (5) 農地境界と緩衝帯(境界地に草地状の緩衝帯を設ける、池の周辺に草地状の緩衝帯を設けるなど)
- (6) 耕地を生物に優しくする(野鳥への餌のための種子供給帯を設ける、種子をまくなどして訪花昆虫のための花蜜供給帯を設ける、越冬切株によって雑草が種子を冬期に稔らせるようにする、耕地の中に甲虫などのための土手を作る、耕地内にヒバリの営巣地を作り出すため草丈を低く保つヒバリ小区などを設置する)
- (7) 複数作物の栽培(単一作物の広域栽培は生物多様性喪失の一因とされる)
- (8) 土壌と水質(土壌の浸食による水系の汚濁や、硝酸塩窒素の流亡による水系の汚染を防ぐ)(注)
- (9) 草地(肥料や農薬の施用を少なくした永久草地の管理など。えられるポイント数は条件不利地内であるか、不利地外であるかで異なる)
- (10) 複数種の家畜飼育

である。

(注) EU 委員会より硝酸塩窒素対策はクロス・コンプライアンスで行うべき事項であるとの指摘があり、2012年の第4版で削除された。ドイツのバーテンヴェルデンベルグ州でも同様な指摘を受け削除している。EU 委員会の考えは、硝酸塩指令という法規がある以上、基礎的支払いを受ける、受けないにかかわらず農家は当然なさねばならないとするものである。しかし、求められている実施項目のレベルが高度であり、実施する側からはクロス・コンプライアンスのレベルを超えていると感じられたのだと推察される。

8. 1. 2 高度レベルスチュワードシップ

ここまで紹介した入門レベルスチュワードシップがイングランド全域の農業者を対象としていて、農場平均で1haあたり30ポイント以上のポイントを設定できればどの農業者も無審査で事業に参加できるのとは異なり、高度レベルスチュワードシップは環境重点地区の農業者を主な対象とし、審査を通った農業者のみが参加を許される。報酬も入門レベルが1ha30ポンドと固定されていたのに対して、高度レベルでは選んだオプションによって決まり、選べるオプションの数にも上限がない。契約期間も異なり、入門レベルが5年であるのに対して、10年、場合によっては20年と長い。契約期間の5年目に、農業者側からも行政側からも契約を打ち切ることができ、その際の違約金は発生しない。農業者は申請にあたって達成する環境目標を宣言し、環境目標の達成に必要なオプションを選択する。そのさい選んだオプションをどのように管理するかは、宣言した環境目標にもとづき農業者自らが決める。オプションのタイトルは多くが入門レベルと似ているが、より環境保全的な規模や管理が要求される。またオプション以外の管理方法も行政側との合意があれば可能である。目標の設定や選ぶオプション、その管理法に関して、政府機関（ナチュラルイングランド）の担当者が農業者をしばしば訪問してアドバイスし、それによって申請内容が変更されることもある。したがった同じ目標であっても、個々の農業者によって実施するオプションは異なり、同一オプションであっても管

理方法が異なる。審査では実施によって目標に見合った結果がえられるかが問題にされ、農地が環境重要地区にあると申請が優遇される。「はじめに」の節で紹介したイサベラ・トゥリーの著書（トゥリー 2020）では、高度レベルスチュワードシップに申請したさいに農地が重点地区内でなかったためや、目標が農業をやめて農地を自然復元するという、当時のスチュワードシップでは想定外であったための採用までの苦勞の過程が記されている。

高度レベルスチュワードシップのオプションには、耕地の草地への転換や農地内での湿地やヒースの維持と復元、アシ原の維持と復元など、全体で13群109オプションがある。そのなかには初級レベルにもある生け垣の管理もあるが、その支払いは100mあたり54ポンドであり、初級レベルの生け垣の管理の両側管理のおおむね22ポンドよりも高い（初級レベルの生け垣の管理の両側管理は22ポイントだが、受給額が正確に22ポンドとは限らない。1haあたりの平均ポイント数が30ポイントを超していれば22ポンド未満になる）。全般に管理方法の規定が初級レベルより文面が短く、農業者の宣言した環境目標に合わせた管理を行えるよう柔軟性を持たせてある。農業者が環境目標を持つこと、契約期間の5年目で再審査があり目標達成の見込みがないと契約を打ち切られることから、高度レベルスチュワードシップは結果指向的であるとも言える。和泉（2013）は、個別農場における高度レベルスチュワードシップの実施例について紹介している。トゥリーはみずからの発案で申請したが、逆に行政側のほうが、地域の環境目標を達成するために戦略的に農家に働きかける手段として、高度レベルスチュワードシップを用いることも多い。この場合は、行政が農家からの申請を待つのではなく、自らしかけていると言える（注）。

(注) 高度レベルスチュワードシップへの応募を、行政側から農業者に働きかける具体例を柿澤（2010、2012）にしたがって紹介する。ピークディスクリクト国立公園では、2001年にピークディスクリクト生物多様性

行動計画 (Peak District Biodiversity Action Plan: PDBAP) を策定している。この行動計画のもとでの具体的プロジェクトとして、国立公園の行政と民間の鳥類自然保護団体 (実際には RSPB) が共同で行っているピークバードプロジェクトがある。「ピークバードプロジェクトは生息数が減少して危惧されているタゲリ (Lapwing)、ダイシャクシギ (Curlew)、キバシヒワ (Twite) の生息域を保全・修復し、生息数を回復することを目的としたプロジェクトで、国立公園と RSPB が共同で行っている。これら鳥類は湿性農地、牧草地、耕地などを生息地としているため、農業経営と生息地保全・修復の両立が重要となり、農家との共同が欠かせない。そこでこのプロジェクトでは RSPB の専門家・会員が対象となる鳥類の生息場所を調査し、生息場所を所有する農家に対して国立公園庁が保全のための協力を働きかけ、了解が得られると DEFRA の環境スチュワードシップスキーム (補注: 高度レベルスチュワードシップのこと) などを活用して生息地保全・修復を組み入れた農業経営へと転換する支援をすることとしている。国立公園庁には 5 名の農家へのアドバイザーがおり、専門的な助言を与えているほか、保全型農業のデモンストレーションなども行っている。2001 年のプロジェクト開始から 2007 年までに 350 軒の農家に働きかけ、145 軒の農家が何らかの生息地保全の対応を行うなどの成果を上げた」(柿澤 2012)。

行政側が高度レベルスチュワードシップへの応募を戦略的に農業者に働きかける例には、他にイングランド内で 4100 カ所指定されている特別科学拠点地区 (Site of Special Scientific Interest: SSSI) に含まれる農地を対象にしたものにもあることを、和泉 (2012) が紹介している。

8.2 ドイツとフランス

ドイツでも農業環境事業は 2 層からなる。下部となる第一層は農業そのものを環境に優しくすることを目的とするものである。多くの農業者が参加し、肥料や薬剤の低投入をめざした有機農業的耕地管理、草地の粗放管理、蜜源植物帯の設定などを行う。上部となる第二層は特定

のバイオトープや特定の種の保全を対象としたもので、目標を絞り込んだ管理を行う。石灰岩質草地、オーチャードメドウ (開けた草地と其中的果樹団地)、鳥類の休息地となる農地など、生物多様性への貢献が高い農地が対象である。具体的な政策は州ごとに異なる。第一層において、あらかじめ定められた 24 種の植物のうち 4 種が農地に生育すると、支払いを割り増しする州 (北部のバーデン・ヴュルテンベルグ州) も存在する。農地の生物多様性を高める管理を農業者がよりていねいに、もしくは定められたこと以外の管理を自主的に行うことを誘導する目的を持っている。農業者が植物の名前を覚えることで、野生生物に対する農業者の関心が高められるという (富岡 2011)。あらかじめ定められた植物が農地に生育することはそれまでの管理の結果であるので、結果指向的と言える (Batáry ら 2015)。北部のバイエルン州 (松田 2004) やバーデン・ヴュルテンベルグ州 (富岡 2011) では、鳥類の繁殖を保障するために、草地の刈取を 6 月中旬にまで遅らせるオプションを持っている。すでに一部述べたが、バーデン・ヴュルテンベルグ州に行っている農業環境事業 (MEKA III) の全体について、高橋 (2011) とフェルマン (2011) がオプションを含めて紹介している。他に市田 (2001) にも解説がある。2017 年現在の事業については、市田 (2018) が、現場の様子やグリーンング支払いへの対応も含めて紹介している。

フランスでもドイツと似て、生物多様性の維持と水質の管理を目標として有機的管理や粗放的管理、耕畜混合農業、輪作を推進する、多くの農業者が参加する全国的な制度と、営巣鳥を保全する草地管理などを行う地域単位のものからなる (Batáry ら 2015)。フランスにおける農業政策については、石井 (2001、2008) が詳しい。

8.3 オーストリア

EU 加盟国の中でも農業環境政策に熱心な国であるオーストリアについて、農業環境事業を石倉・藤井 (2021) にもとづいて紹介する。

オーストリアでは、EU に加盟する 1995 年より前から農業環境に注力した政策を行っていた。1987 年からは「エ

「社会的農業政策 (Ökosoziale Agrarpolitik)」の名のもとに、経済、環境、社会を標榜する政策が始まった。経済では経済的効率性を、環境では農業の粗放化と生態系のバランスを、社会では小規模もしくは条件不利地域にある農業者への援助と社会のバランスをめざす。オーストリア農業の特徴である有機農業への支援もすでに開始時から行われていた。

EU加盟後にはCAPのもとで農業政策がなされることになり、農業環境事業は1992年以来ÖPUL (Das österreichische Programm für umweltgerechte Landwirtschaft 環境適合的オーストリア農業プログラム) の名で行われている。オーストリアでは、CAP支給予算の第2の柱への配分が高く50%を超えていて(注)、農業財政に占める割合も21%と高い。

2015年から行われている第5次ÖPUL2015は、次の6項目を目標とする。それらは、

- (1) 環境に適した農業の促進、
- (2) 文化的景観の景観美的価値および生態学的価値の保全、
- (3) 栽培作物および有用家畜の遺伝的多様性保全、
- (4) 契約による自然保護、土壌保全対策、水保全対策、それに有機農業の促進を通じた、国・地域の農業政策および環境政策実施への貢献、
- (5) 農業における気候保全および気候変動適応への貢献、
- (6) 提供される環境サービスへの適切な補償の確保

である。ÖPULへの参加は自由だが、参加にはCAPの第1の柱のもとで義務づけられるクロス・コンプライアンスを守る必要がある。

これらの目標を達成するための実施項目は24あり、以下のように7つに大別される。それらは、

- (1) 粗放化(有機農業、農業投入物の制限、殺虫剤・生長促進剤の非使用、ワイン用ブドウ栽培・ホップ栽培での農薬不使用)、
- (2) 水保全(浸食の恐れのある耕地の管理、予防的地下水保全、地表水保全)、
- (3) 経験保全(環境に配慮した経営、山地放牧と家畜、

山岳草地の管理)、

- (4) 生物多様性促進(希少作物の栽培、絶滅のおそれのある家畜保全)、
- (5) 自然保全(自然保全、Natura 2000)、
- (6) 気候保全(根覆いと直播き、地表近くでの水肥散布)、
- (7) 動物福祉(動物福祉)

である(Groier 2015)。農家に対する支払いは、これらを組み合わせて行われる。

ÖPULへの農業者の参加率は8割から9割と高い。しかし、制度が複雑化、厳格化、支払い単価の削減、支払い項目への不満から、参加者は減少傾向にある。支払い単価の削減の背景には、CAP配分予算の削減がある。「オーストリアでは、農家が尊敬の対象とされ、農業は環境に優しい産業だと理解されているため、農家を財政で支えることに否定的な声はほとんど聞こえない」(石倉と藤井(2021))。

(注) EU加盟国で第二の柱にたいする配分比が50%を超えるのは、イギリス(54%)とオーストラリア(51%)のみである。ちなみに、フランスが28%、ドイツが26%で、最小はブルガリアの6%である。(Rural Development in the EU Statistical and Economic Information 2012, 2013にもとづく)(石倉 2019)。

8. 4 スウェーデン

8. 4. 1 変化に富んだ農業景観

スウェーデンでもオーストリアと同じく、EUに加盟する1995年以前から農業環境政策が行われていた。ここではCAPのもとで実施されている、2000-2006年農業環境政策を紹介する。その理解は、スウェーデンが国家として定めた1999年版環境目標にある「変化に富んだ農業景観」を知っておくと容易になると思われるので、まず交告(2006)によるその解説を要約して紹介する(注1、2)。「変化に富んだ農業景観」に掲げられたその目標は、

- (1) 耕地の栄養状態のバランス。良好な土壌と腐植質分を備え、汚染レベルが生態系の機能と人間

の機能に影響をおよぼさないこと、

- (2) 環境への悪影響の最小化と生物多様性への貢献をなすべきこと、
- (3) 長期的な生産能力を維持する方法で土地の耕作をなすべきこと、
- (4) 開放的な農業景観を保持し、動植物が生息する多数の小空間と水環境を保持すべきこと(注3)、
- (5) 伝統的な農業経営の所産である農業景観における生物学的、文化的および歴史的遺産を保存すべきこと、
- (6) 貴重な農場の建物と周辺の一部を保存すべきこと、
- (7) 絶滅危惧種とその生息空間、それに文化的環境の保護をなすべきこと、
- (8) 農地における非栽培植物および動植物の生息空間と分散経路の保存をなすべきこと、
- (9) 脅威となる外来種および遺伝子操作を受けた生物を持ち込まないこと、

である。

これらの目標を達成するまでの通過点となるべき中間目標が立てられている。そのうち生物多様性にかんするものを以下に示そう。それらは、

- (1) 2010年までに全ての採草地と放牧地が保存され(注4)、その価値を維持するような方法で管理されること。また、それを増やすこと、
- (2) 農地における動植物の小規模な生息空間が少なくとも今日全国にみられる程度に保存され、また増やすこと、
- (3) 2006年までに、とくに狙いを定めた措置を必要とする絶滅危惧種のための行動計画が進行していること、である。

(注1) 著者である交告(2006)はスウェーデンに1年間滞在し、その後も調査のために訪れた実体験と、環境法を含む行政法の専門家としての蓄積をもって書いている。ただ制度を俯瞰するというよりは、スウェーデン人が自然好きであることの意味や内容、自然好きであるか

らこそその環境関連の法制の変遷という観点をもって、スウェーデン人の立場から解説しているのだから読みやすい。氏は、スウェーデン滞在中に昆虫の専門家に同行して調査を手伝っており、引用されている文献からも自然や自然保護への造詣が深いことがうかがわれる。スウェーデン人の立場から解説している点は、次の8.4.2で参考にする広田(2006)にもいえる。この節は要約であるため、制度の動機や背景を伴った紹介にはなっていない。詳しくは交告(2006)、広田(2006)を直接参照されたい。

(注2) 1999年版環境目標にある「変化に富んだ農業景観」の理解は、本文で書いたように「2000-2006年農業環境政策」を理解する助けとなるが、1999年版環境目標にある「変化に富んだ農業景観」の達成は、「2000-2006年農業環境政策」ではなく、次期の農業環境政策がになる。

(注3) 人口希薄なスウェーデンでは、条件不利地で農地の放棄が進行していて、森林化を招いている。

(注4) 伝統的な農業経営の放棄とともにスウェーデン特有の草原生態系が失われつつあり、現在その保全が喫緊の課題となっている(交告2006)。

8.4.2 2000-2006年農業環境政策

ここでは広田(2006)にもとづいて2000-2006年農業環境政策を紹介する。2000-2006年農業環境政策はCAPの第2の柱にあたるスウェーデン政府の「環境・農村振興計画」の一部であり、そこから抽出して以下に示す。

2000-2006年農業環境政策

サブプログラムI：農業地域における生物多様性と文化遺産の保全

半自然放牧地と手刈り採草地の保全をする(この2つの草地については後述)

価値の高い自然・文化遺産の保全をする

価値の高い自然・文化遺産(トナカイ農業地帯)の保全をする

絶滅の危機に瀕する在来種の保全をする

サブプロフタムⅡ：開放的で多様な農業景観

環境にやさしい牧草地農業を行う

サブプロフタムⅢ：環境にやさしい農業

有機農業生産

湿地と池の管理

窒素浸透の抑制

環境にやさしい茶色マメの栽培（エーランド島）

環境にやさしいテンサイの栽培（ゴットランド島）

水辺の保全

以上が農業環境政策の項目である。環境・農村振興計画にはこれとは別に、条件不利地域における直接補償や農業者研修などが掲げられている。

サブプログラムⅠにある半自然草地と手刈り採草地は、景観および文化遺産価値の点から、スウェーデンにおいて最も保護が求められているものである。半自然草地とは、前節で紹介した「変化に富んだ農業景観を達成するための中間目標」にある放牧地がこれにあたり、化学肥料を投入せず耕起もしない永久放牧地である（広田 2006）。手刈り採草地とは、年1回の、大鎌による刈り取りが行われる採草地である（注）。現在では生産目的での利用というよりは趣味やレクリエーションの対象であり、市民との共同で草刈りが行われることも多い（広田 2006）。農業地域における最初の国家環境保護プログラムは1986年に作られ、それはまさに半自然草地の保全と手刈り採草地の保全を目的としていた。

（注）かつてはイギリスの採草地も、年1回の大鎌による手刈りを行っていた。そこでは鳥類の繁殖がほぼ終わった後、もしくは繁殖期の後半に草刈りをし、手刈りなので草刈り機でおきる地上営巣性鳥類の成体やヒナの殺傷もない。このためかつては多くのウズラクイナ（corncrake）やウズラ（quail）などが見られた。草刈り機はまず馬引きのものが1840年代に導入され、その後ゆっくりとイギリス国内に広がっていった。1890年

代でもイギリスの40%の採草地が手刈りであり、北西イングランドと周辺の島々では土地が平らではないこともあって1950年代でも大鎌で刈られていた（Newton 2017）。

8.5 スイス

スイスはEU加盟国ではないため、独自の直接支払い制度を持つ。1995年に、憲法改正にかんする国民投票で、農民連盟の意見を取り入れた議会案を環境への配慮が不十分として僅差で否定した。翌年の1996年に、環境・消費者団体の提案を取り入れた憲法改正の議会案を賛成77.6%で可決し、ここに環境を重視する直接支払いが始まった（平澤 2007）。競争力の弱い農業を納税者負担で保護し、環境保全的な農業を推進することが国民的な合意になったのである（作山 2011）（注）。

スイスの直接支払いにはCAPの基礎的支払いに当たる一般的直接支払いと、農業環境事業に相当するエコロジックな直接支払いの2層からなる。EUにおける基礎的支払いは、はじめ環境保全とは切り離されており、その後クロス・コンプライアンス（1997年）やグリーン条項（2013年）の導入により、環境を考慮するように次第に変化してきた。これに対して、スイスの一般的直接支払いは、制度の始めから景観や環境保全と密接に結びついたものであった（平澤 2010）。

一般的直接支払いを受給には、エコ営農の認証を取得しなくてはならない。

エコ営農証明の要件は

- （1）肥料収支、
- （2）営農地での生態的重点地の確保、
- （3）輪作、
- （4）土壌保全、
- （5）農薬、
- （6）家畜福祉

の6項目について定められた基準を満たすことである。満たすべき条件はEUのクロス・コンプライアンスよりずっと厳しく、受給にあたっては准有機農業者になるのに等しい（飯國 2001, 2011）。農業者は、2)の生態的

重点地を確保する要件を満たすために、所有する農地面積の7%（酪農農業者は3.5%）を生態学的重点地として指定しなくてはならず、そこでは肥料や農薬の散布が制限され、農地の端に緑地帯を設けることなど、求められる方法で管理しなくてはならない。生態学的重点地には15のタイプがあり、そのうちの8タイプでは、より環境に配慮した管理をすると、より額の多い支払いであるエコロジー的 direct 支払いを受けることが出来る（表2）。農業環境事業に相当するエコロジー的 direct 支払いには、あらかじめ定められた指標植物種が農地にみられれば補助金が上乘せされるという、ドイツで見られた結果志向的な評価オプションもある。さらに農業者がグループを作り、特定の1ないし複数の種を保護することを目標として生態学的重点地を増やしたり、その質の向上や相互の連絡性を高めたりするプロジェクトを提案することが出来る（飯國 2001、2011；Batáry ら 2015；平澤 2018）。グループを形成して、目標を定めて統一的に行

表2 生態学的重点地となりうる場所の要件
（平澤 2018 を改変）

(* は高度の管理によって、エコロジー的 direct 支払いとしてより多くの支払いを受けることもできる場所を示す)

粗放的採草地*
非集約的採草地*
粗放的放牧地および木のある放牧地*
粗放的な採草に用いられる湿地*
生垣・雑木林・木のある土手*
水路沿いの採草地
野生種の花を播種した休閑地
輪作休閑地
農地の縁の粗放的作物生産
輪作地の縁の粗放的採草
自然の生物多様性を有するワインブドウ作付地
授粉媒介者およびその他の有用生物のために
花の咲く植物を播種した場所
幹を高く仕立てた果樹*
クルミの木*
夏季放牧地内にある草地および
生物種の豊富な落葉落枝地*

うことは、農業者がばらばらなオプションで管理を行うよりも、生物多様性の向上に資すると期待される。イングランドでは、スイスより遅れて2016年から実施された田園環境事業でグループによる申請が新たに採用されている（11.2.1 参照）。2017年現在のスイスの事業については、平澤（2018）が農業の現状を含めて詳しく解説している。

（注）作山（2011）は要約すると「スイス農家は所得の9割が補償、日本に同じ制度は必要か」と問うインターネット上のアンケートを行っている。回答数が65と少ないが、回答の46%に「自助、自立こそが工夫や進歩の基盤、現状から少し補助を増やす程度でいい」との回答を得ていて、興味ある結果を示している。作山は、この結果から日本ではスイスのように関税から補助金への転換に関する国民合意は「ない」としている。

ただ回答者がスイスの農業補償をどのくらい知っていたかについては疑問が残る。EUにおける農産物の補償価格引き下げに対応するために、スイスでも農産物の価格引き下げをおこない、収入減となる農業者への補償として直接補償があることへの理解や、農業を通じて景観や生物多様性といった公共財を国土に形成するため、農業者に営農上の制限や努力を課して、直接補償はその対価であることへの理解を、アンケートの回答者が持つのは簡単ではないからである。

9 学術と農業環境事業の策定

9.1 イギリス

和泉（2021）は、イングランドでは農業環境事業が大きく変更されるさいに、「その事業が生物多様性の向上などに貢献しているか、農業経営や地域社会にどのような影響をおよぼしているか」の評価をし、その評価の実際が大学に委託される例をとりあげている。また「農業環境政策の検討においては、担当省庁である環境食糧地域省（Defra）は農業団体、環境保全団体、環境研究機

関との意見交換を密に行ない、それぞれの機関の政策に対する意見は公開される」としている。

このような省庁外の機関との密接な関係は、一つは農業や環境に関するデータを環境保全団体や大学を含む環境研究機関が蓄積しているからである。Defra が毎年公表している農業経済統計 (Farm Accounting in England) が依拠しているのは、ケンブリッジ大学など6つの大学ないし農業大学が2300強の農業データを収集し分析した「Farm Business Survey」である。一方、環境関連の鳥類や昆虫の生息数や種数の変化に関する長期データは環境保全団体が収集している (和泉 2021) (注1)。

和泉 (2021) はその論説の最後に、イングランドと日本のあいだにある人材の蓄積と、非農業者・納税者の「環境に配慮した農業」へのニーズの違いについて触れている。人材に関して和泉は、「英国では Defra、Natural England (Defra によって資金援助される、自然行政に関するアドバイスを行う政府外公共機関、時の政府から独立し、透明性が求められる)、試験研究機関、農業・環境双方の民間団体に人材が育ってきたと感じる。さらに、農業者自身がこの30年間の間に環境保全を意識するようになり、環境と共存できる農業に関する知見を蓄積していることも大きい」とし、「日本でも人材を育成しつつ、人事交流などを通じて政策立案に専門家がかわる体制を作る必要があるだろう」としている。

さらに非農業者・納税者の「環境に配慮した農業」へのニーズの違いについても違いがある。和泉は、「英国も含めヨーロッパ諸国では、非農業者・納税者から「環境に配慮した農業」に対する強いニーズがあり、これが農業政策を変えてきた。日本の場合、そのような世論が一般的となっているとはいえない。学術の側から世論を変えていくような発信をしていくことが何よりも重要だろう」としている。ちなみにイギリス生態学会 (British Ecological Society) は、2023年1月26日に示された Defra の次期農業環境事業について、早くも2月23日に見解を公表している (<https://www.britishecologicalsociety.org/part-2-will-elms-achieve-their-environmental-objectives/>) (注2)。

(注1) 鳥類にかんしては、多くのアマチュアが参加して、イギリス全域に設定された固定調査地点で鳥類のセンサス (個体数数え) が1962年から現在まで、毎年行われている。主催しているのはBTO (British Trust for Ornithology) などをはじめとする民間団体である。Common Bird Census (CBC) として調査が始まり、Breeding Bird Survey (BBS) が1994年からこれを引き継いだ。両者は調査法が異なるが、7年間の重なりがあり、データ間の較正を可能としている。BBSはCBCよりも調査法が簡単となり、その分より多くの調査区をランダムに設定してセンサスが行われている。CBCの調査区は、イギリス南部の平地に偏るという問題点があったが、BBSはそれを解消している。CBCもBBCも調査区は固定されていて、毎年同じ区を調査する。CBCの参加者が300-400人なのに対してBBSは数千人である。

BTOが主催する長期調査には他にAtlas of Breeding Birds (ABB) もある。これは分布調査であり、イギリスとアイルランドを10km四方に分け、ごく一部を除いた全域で種ごとの鳥の在・不在を調べている。これまで調査を1968-1972年、1988-1991年、2007-2011年の3回行っている。

これらによって得られたデータは農地での鳥の数の減少を如実に示す (Hayhow ら, 2015) (第1節注2にCBCセンサスデータを用いた、農地における鳥類の減少を示した報告を紹介した)。もしCBCとBBCによる60年を超える長期センサスデータがなければ、鳥類におきた大きな変化にたいして懐疑の念が向けられたであろうし、それを受け入れたとしても、その変化を農業におきた変化と結びつけることに、やはり懐疑の念が向けられたであろう (Newton 2017)。

イギリス全域を対象とした長期調査には、他に植物種、植生、土壌、水系を対象としたCountryside Surveyもあり、UK Centre for Ecology and Hydrology 研究所によって1978年から継続されている。2010年現在591カ所の方形区が設置されていて、設置場所は伏せられている。Countryside Survey でとられた農地のデータは、農地植

物の減少を示している (Robinson and Sutherland 2002 など)。チョウ類では The Wider Countryside Butterfly Survey (WCBS) が 2007 年から行われている。

このような全国レベルの継続調査とは別に、イングランド南部の West Sussex 県では 62 km² の農地について、Game Conservancy によって植物、無脊椎動物、鳥類などが 1970 年から個体数調査されている (Ewald ら 2020)。

長期観察による農業環境事業の有効性の検証も行われており、RSPB (the Royal Society for the Protection of Birds 英国鳥類保護協会) がケンブリッジにあるみずからの Hope 農場においてそれを行っている (Aebischer ら 2016)。Hope 農場では農業環境事業の検証だけでなく、農地に生息する鳥類を保全するための手法を開発するため様々な実証実験を行っており、その成果をもとに政府に対する政策提言を行っている (和泉 2017)。なお、RSPB は民間の自然保護団体であり、120 万人の会員と職員 2000 人を持つ。その Hope 農場は小麦栽培を中心とする経営面積 181ha を持つ畑作農場である (和泉 2017)。全くの平坦地にあり、周囲に山や丘は見えない。ケンブリッジの北方にはフェンと呼ばれる大湿地帯が広がっていたが、排水によって多くが消失した。

(注 2) イギリス生態学会の掲げる方針 (policy) は、"Supporting our members and combining their knowledge to promote ecological science and evidence-informed solutions" となっている。

9.2 スウェーデン

交告 (2006) はスウェーデンにおける環境法制の形成について述べる中で、専門知識の吸収と結合について論じている。彼はスウェーデンの環境法制について学ぶべきことは、「制度そのものではなく、制度をつくるに際して、あるいは制度の運用にあたって、必要と思われる専門知識を吸収して、それを総合しようとする姿勢であると思う。それは制度の問題でもあるが、それ以上に制度を支える人の資質の問題でもある」としている。スウェーデンでは自然保護を担当する職員は、市、町、村

にあたる地方自治体 (コミューン) であっても、自然保護に必要な専門知識を持ったものを新聞で公募して採用している。また自然保護担当者が立法行為にさいして協議する法務部局の担当者も、スウェーデン人の特質として自然のことをよく知っている。また、専門知識を要する課題にかんする意志決定のさいには、行政はその専門知識を具えている団体に書面で意見を求める。各級レベルの行政担当者間には親しい関係があり、大学の研究者もそこに絡んでいる。

広田 (2006) もスウェーデンの農業環境政策の形成や実施過程に付いて触れている。彼はスウェーデンの農業環境政策とその到達点を EU の優等生と評価し、それをもたらした 6 つの要因を挙げ、その一つに農業景観と生物多様性にかんするデータの蓄積があるとした。「農業環境政策の実施にあたっては、その前提として保全すべき農業環境や生物多様性についての合意が存在しなければならぬ」。その合意は「スウェーデンでは大学の研究所、財団などで、国内の生物やその生息・生育地に関する調査研究が長年にわたって進められてきており、保全すべき農業景観や生物多様性についての知見についてある程度の蓄積があった」ためとしている。

以上、和泉 (2021)、交告 (2006)、広田 (2006) を引用して学術と農業環境事業の策定についての論議を紹介したが、これらの著者の「思い」は伝えられていない。それぞれの記事を直接読めば、より詳しい情報だけでなく、これらの著者らの思いも伝わるはずである。

10 農業環境事業の有効性 —生物多様性を高めているか

農業環境事業には 2007-2013 年に 345 兆ユーロにおよぶ大きな予算が投じられているので、その効果を科学的に検証し、政策の改善に生かさねばならない (Batáry ら 2015)。生物多様性にたいする農業環境事業の効果を検証する報告は、多くが 2000 年代に入ってから発表されるようになった。農業環境事業は 1992 年に始まって

いるので、研究成果がでる前に5～8年の時間経過を必要とした事になる。これらの農業環境事業の効果にかんする研究を概観するにあたって、ここでは個々の報告を紹介するのではなく、それらを集めてメタアナリシス (meta-analysis) という方法で総合的に分析した5つの研究を紹介することとする。

メタアナリシスとは、ある仮説が正しいか、もしくはある実験的操作が有効であるかについて検討している複数の研究を総合して、その仮説が正しいか、もしくはその操作が有効であるかなどを、統計的に検討する方法であり、効果の有意性の検定も可能である (Gurevitchら 1992, 2001; Borensteinら 2009; 野口善令 2019)。農業環境事業の評価にかんしては、冬期に鳥類に餌を与えるといった操作の有効性が問題とされることがある。従来から用いられた最も単純な方法は、票数え法 (vote-counting method) であり、肯定的報告と否定的報告を一つずつ数え上げ、得られた総数を χ^2 検定などで評価する。しかし、票数え法は時に誤った結論を導く可能性がある。対立仮説が棄却されたときにありがちな解釈の誤りに起因するのであるが、ある操作の効果にかんして帰無仮説が棄却され有意な違いがないことが、無効と同じ扱いをされることがままある。すると帰無仮説が棄却されなかったとした10の研究があると、票数え法では有効0、無効10でこの操作は全体として有効ではないと結論される。しかし、個々の実験では単に反復数が少なく検出力に欠けていただけなのかも知れない。もし対立仮説の否定がサンプル数の不足から起きているのであれば、10の実験をあわせて一つにし、改めて検定すれば帰無仮説を棄却できる可能性もある。また、有効5、無効5であっても、有効であった5つの研究のほうが無効の5つの研究よりも効果が大きかったり、データのばらつきが小さかったり、サンプルの数が多かったりすれば、より信頼が置けるとして、全体として効果ありと判定しても良いかもしれない。メタアナリシスはこのようないがちな問題に対処するために考案された手法であり、ある処理に関する有効性について複数の報告を総合して統計的に分析することができる。そこでは個々の研究で

えられたデータが持つ効果の大きさ (処理と無処理の差など) をそれぞれのデータの標準誤差で割って重み付け (つまり分散とサンプル数を考慮している)、そのうえで全ての報告にわたる平均を取り、標準誤差を計算するという方法がよくとられる。これにより、効果が大きく、標準誤差の小さい研究を重視したうえで全体を評価することになる。得られる効果の大きさは、コントロール (比較基準、おおくは無処理) と比べた測定値の変化の絶対値ではなく、コントロールと比べた相対値である。

メタアナリシスはあくまで入手できた報告に基づいて検討するので、結果がネガティブだったために発表されず、分析のさい利用できない研究があるとすると、本来あるべき“効果なし”とする研究が少なすぎて結論にバイアスが生まれる。出版バイアス (publication bias) とよばれる問題である。この問題に対処するため、メタアナリシスでは出版バイアスが存在する可能性を検知し、出版バイアスがあったために誤った結論となっていないかを検討することが可能である。それでは次に、メタアナリシスによって農業環境事業の有効性について分析をした報告を、理解に必要な概念や問題点とともに紹介する。

ここで紹介するメタアナリシスを用いた報告は、2つが生物多様性にたいする有機農業の有効性にかんするもの (Bengtssonら 2005; Tuckら 2014)、3つが生物多様性にかんする農業環境事業全般の有効性にかんするもの (Batáryら 2011; Scheperら 2013; Batáryら 2015) である。いずれも過去に出された報告を、メタアナリシスの手法によって総合的に分析している。農業環境事業の有効性を知る目的で有機農業を扱った理由は、多くの加盟国の農業環境事業が農業の粗放化を目指し、農薬の使用量を著しく少なくすることから有機農業を奨励している事と、それ自体が生物多様性を高めるものとみなされているためである。有機農業を扱った2つの研究と農業環境事業をあつかった3つの研究は、材料 (標本) として個別の研究が大きく重なっているため、これらは互いに独立した結果とはいえない。また、有機農業を扱った2つの研究の間でも、農業環境を扱った3つの研究の

間でも著者が重複するので、異なる研究者が独立に検討した研究ともいえない。さらに Schepers ら (2013) と Batáry ら (2015) の2つの研究は分析対象とした報告をヨーロッパにおける例に限っているが、Bengtsson ら (2005)、Tuck ら (2014)、Batáry ら (2011) の3つの研究はヨーロッパに限っていない。しかし、たとえば有機農業を扱った Tuck ら (2014) では3/4がヨーロッパにおける研究であり、農業環境事業ではさらにその割合が高くなると考えられるので、これらのメタアナリシスはおおむねヨーロッパにおける状況を分析していると見なして良いだろう。これらの5つは、材料として用いた資料や著者が重なるが、検討した事柄には違いがある。

個別にメタアナリシスの結果を紹介する前に、農地スケールと景観スケールの2つの空間スケールについて簡単に説明しておこう。このうち、農地スケールとは、環境事業が実施される個々の農地の空間規模である。一方、景観スケールとはその農地を含むより大きな空間的拡がりであり、生物の分散をとおして農地スケールの生物多様性に影響する範囲をさす。鳥類は農地スケールを越えて行動するので、個々の農地での個体数が景観レベルの状況に影響されるのは当然である。しかし鳥類に限らず、ほとんどの生物は生涯のうちどこかで空間移動をする時期を持つので、たいがいの生物にとって個々の農地の個体数は程度の差こそあれ、景観レベルの状況に影響されると言っても良い。空間移動を考慮に入れるならば、生物個体を供給できる場所（供給源 source）が周囲になれば、事業を行っても当該農地（受容地 sink）での生物多様性の向上は限られることが分かる。農地スケールの事業効果に与える、景観スケールのありようについては、10. 2で紹介する Tcharntke ら (2005) の仮説があり、以下で紹介するメタアナリシスも、5つのうち3つがこの仮説で予想される効果が、事業を行った農地で検出できるか確かめている。

10. 1 有機農業の効果

10. 1. 1 Bengtsson ら (2005)

とりあげるメタアナリシスのうち、生物多様性にあ

たえる有機農業の効果について検討したのは Bengtsson ら (2005) と Tuck ら (2014) の2つである。このうち Bengtsson ら (2005) は、2002年までに発表された66の報告を用いて、有機農業をおこなっている農地と在来農業をおこなっている農地について比較した。対象とした生物は鳥類、節足動物、植物、土壌生物の4分類群であり、それらの種数と存在量（個体数や質量（≒重さ））を扱っている。あつかった4分類群を一括した分析で、有機農業は在来農業よりも、種数を30%、存在量を50%増やすことが示された（いずれも5%水準で有意）。次に個々の分類群をみてみると、土壌生物では見られなかったものの、種数では鳥類、節足動物、植物の3分類群において有意な増加が見られた。個体数や生物量といった存在量についてみてみると、節足動物を除く鳥類、植物、土壌生物の3分類群で有意に増加した。節足動物全体で有意な増加が見られなかったのは、増えたグループと減ったグループが混在していたからである。増えたグループは害虫の捕食者として期待されるクモ類であり、逆に減ったグループは農業害虫である鱗翅目の一部、アブラムシ、植食性昆虫、それにセンチュウである。有機農業によって、害虫駆除をする生態系サービスが向上したと言える。多くの研究がオサムシ類を取りあげているので、これだけを取り出して分析すると、有機農業を行っている農地でやはり増加していた。

10. 1. 2 Tuck ら (2014)

Tuck ら (2014) は、Bengtsson ら (2005) が用いた報告に、2003-2009年に発表された文献を加えた94報告（184例）について、種数の増減を検討した。彼らは、分析の過程で出版バイアスの存在を検知したが、検討の結果、そのことが結論を左右するとは認められなかった。

あつかった植物、節足動物、鳥類、土壌微生物を区別せず一括して分析すると、有機農業を行っている農地のほうが在来農業を行っている農地よりも34%種数が増えていた。分類群別にみても、在来農業と比べて有機農業のほうがどの分類群においても種数が多く、なかでも植物の増加が70%増と顕著であった。植物の種数が増えた

理由について、彼らは除草剤の散布を制限した効果であろうとしている。出現した生物を分類群ではなく、生産者（植物）、植食者、捕食者、ポリネーター、分解者、その他の6つの機能群に分けて種数の増加を検討したところ、どの機能群においても種数の増加が見られ、とくに生産者（植物）とポリネーター（50%増）で顕著であった。

また、みられた種数増加の大きさは営農形態によって異なっていて、当該農地が耕地の場合で高く、当該農地が草地や果樹園の場合で低かった。この理由について、Tuckらは非有機の耕地では化学肥料や薬剤の散布をくりかえすので、それらの散布をひとたび制限するとそこに存在する種の数が大きく増加するためだろうとした。

彼らはさらに個々の研究が調査対象とした農地を含む景観のありかたの影響についても検討している。当該農地を含む景観における耕地面積（畑作面積）の割合を説明変数とし、これにたいする応答変数を、有機農業を行っている当該農地での出現種数（M）と慣行農業を行っている周囲の農地での出現種数（N）との比の対数値（ $\log(M/N)$ ）として回帰した（注）。すると、いずれの分類群も、景観にしめる耕地面積の割合が増加するほど、慣行農業に対する有機農業の出現種数の比が大きくなった。つまり、耕地に囲まれた農地で有機農業を行うと、耕地に囲まれていない農地で行うよりも、生物多様性の向上率が大きくなるということである。耕地の割合が高いような所では、おしなべて農地の生物多様性がもともと小さいのかも知れない。彼らは違いを比で表しているので、周囲の農地の多様性の値（N）が小さいと有機農業での向上効果（ $\log(M/N)$ ）が強調され、そのことが影響して、耕地の面積割合が高いほど出現種数の比の向上率が大きくなった可能性がある。彼らはそのことは検討していない。いずれにせよ、有機農業の効果は、景観のあり方に左右されることが分かった。

（注）Nを、有機農業を行う前の当該農場における種数と一致すると考えると、M/Nは種数の増加率となる。

10. 2 農業環境事業の効果

次に、農業環境事業にもとづいた農地管理がもたらす生物多様性の向上効果について、メタアナリシスによって検討した論文を3つ紹介する。それらはBatáryら（2011）、Scheperら（2013）、Batáryら（2015）である。これらの分析では、有機農業も農業環境事業の一つとしていて、さきあげたBengtssonら（2005）やTuckら（2014）の有機農業に関する2つの論文が材料とした報告も標本として加えている。3つの論文のうちBatáryら（2011）以外は、メタアナリシスの標本となるオリジナルな報告をヨーロッパに限っている。これらの3つの論文は農業環境事業を行うことで生物多様性や生物量が有意に増加したかを確かめるだけでなく、Kleijnら（2011）があげた農業環境事業の効果に影響する3つの要因についても検討をしている。そこで、これら3つの論文を個々に紹介する前に、まずKleijnら（2011）のあげた3つの要因、すなわち対比、景観の複雑性、集約度について以下に説明する。

10. 2. 1 Kleijnら（2011）のあげた3つの要因

Kleijnら（2011）があげた3つの要因のうち、その第1の要因は対比（contrast）である。対比とは、事業の実施がもたらす生育地の環境改善の大きさの指標である。第2の要因は景観の複雑性（complexity of landscape）で、農地以外の景観要素が果たす役割を総合的に考える景観スケールでの指標である。第3の要因は集約度（intensity）で、当該する農地での農業的土地利用の強さを表す指標である。

第一の要因である対比が大きければ農地環境の改善が大きくなされたわけであるから、種数や生物量の増加も大きくなることが期待される。じっさい、Hinsleyら（2010）やHammersら（2015）は、人為的に与えた冬期間の餌の量が多いほど鳥類の数も増えることを確かめ、対比の大きさが農業環境事業の効果に影響することを示した。ここで紹介するメタアナリシスでも対比を表す指標を選び、その大きさと事業の効果の関係を検討している。

図3. 景観の複雑さが農業環境事業の効果におよぼす Tcharntke ら (2005) の予想を示すシエマ。景観の複雑さは、景観に占める半自然生育地の面積割合で示される。

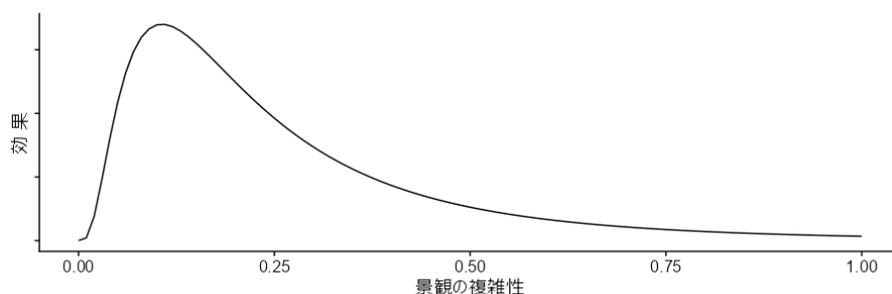
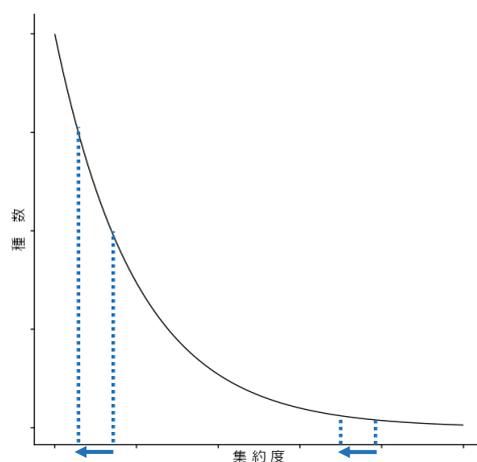


図4. 同一量の対比であっても農地の集約度によって効果が異なるとする Kleijn ら (2003) の仮説を示すシエマ。矢印は、事業によって起きる集約度の低下を示す



しかし同じ大きさの対比が与えられたからといって、同じ効果が生じるとは限らない。対比の効果に影響する要因は2つあり、1つは景観の複雑性、もう一つは集約度である。

同じ対比の大きさであっても、Tcharntke ら (2005) は景観の複雑性の違いによって事業の効果は違ってくると予想した。景観の複雑性を環境事業に影響する第2の要因とした Kleijn (2011) は、この予想を踏襲しているのである。Tcharntke ら (2005) は、Andrén (1994)、Tcharntke ら (2002) を参考に、景観に占める農地面積の割合にもとづいて、景観を次の3つの階級にわけた。それらは、ほぼ農地のみ景観 (cleared landscape) (半自然生育地の面積 < 1%)、単純景観 (simple landscape) (半自然生育地の面積 1-20%)、複雑景観 (complex landscape) (半自然生育地の面積 > 20%) である。これらのうち、ほぼ農地のみ景観では生

息地の創出や改善があったとしても、移出源となる生息地が近くにないために、周囲から当該農場への生物の移入が活発でなく、大きな種数の増加には結びつかない。一方、景観が複雑すぎても、そのような景観下では農地レベルでの生物多様性がもともと高いために、新たに移住してくる個体には先住の同種個体がいいて、やはり種数の増加には結びつかない。そこで、彼らは、最も事業の実施が大きな効果を持つのは、中間の単純景観であるとした (図3)。ここでは、この Tcharntke の仮説を景観複雑性仮説と呼ぶことにする。Concepción ら (2012) は、Tcharntke (2011) の仮説を、さまざまな景観複雑性を持つヨーロッパ6ヶ国18地域における112の耕地と120の草地の調査結果にもとづいて検討した。その結果、植物、鳥類、クモ類、ハナバチ類の種数について、単純景観でもっとも大きくなるという、仮説を支持する結果をえている。

第3の要因である集約度について、Kleijnら(2011)は、2つの農地に対して大きさの同じ対比が事業の実施によって与えられても、事業前の農地の集約度が違うと事業の効果も異なるとした。彼らは、粗放的管理をされている農地と集約的管理をされている農地を比べると、双方に同じ大きさの対比が与えられた場合、つまり同程度の粗放化が行われたとき、そこでの種数や存在量の増加量は粗放的な管理を前歴を持つ農地のほうがより大きいと言うのである。Kleijnら(2011)は、これを土地利用介入保全効果仮説(the land use-moderated conservation effective hypothesis)と呼んだが、ここでは単に集約度仮説と呼ぶことにする。

この集約度仮説は、Kleijnら(2009)がヨーロッパにおける草地130、耕地141を調査して、農地にみられる植物の種数が農地への窒素投入量の増大にともなって指数関数的に減少することをえたことから導かれた(図4)。指数関数的な減少が生ずるのは、出現種数の70%を占める、1%未満の被度を持つ希産種が集約度の増加にともなって指数関数的に減少することに拠っている。つまり、希産種はもともと窒素投入量の少ない農地に多く存在するが、窒素投入量がわずかに増加してもそこから消滅してしまう傾向を持ち、その消滅は、肥料に対する反応性の良い競争力の大きい少数の種が優占して、希産種を競争排除することで起きる。Kleijnら(2009)の結果は、Kleijn and Sutherland(2003)が概念的に示した、集約度と出現種数との関係を裏付けたことになる。今、窒素投入量の増加に伴って出現種数が指数関数的に減少することを正しいと認めると、事業の実施によって窒素投入が減ると、農地にみられる生物種数は指数関数曲線にそって、X軸の右から左に移動しながら増加することになる(図4)。指数関数的減少曲線は下に凸の曲線であるため、そうであれば同じ集約度(=投入窒素量)の低下であっても、集約度の低い農地(=これまでの投入窒素量の少ない農地)ほど接線の負の傾き(の絶対値)が大きくなるので、投入窒素量の低下によってもたらされる種数の増加が大きくなる。このことからKleijnら(2011)は、対比の大きさが同じでも、その効果は集約

度によって異なるものと予想した。ただし、下に凸の曲線が、多くの生物で検出されたものではないことや、集約度がすでに低い農地で、集約度の高い農地と同じ程度の集約度の低下を実現するのは簡単ではないことにも注意すべきである。

これから紹介するBatáryら(2011)、Scheperら(2013)、Batáryら(2015)の農業環境事業の効果にかんする3つのメタアナリシスでは、Kleijnら(2011)の挙げた3つの要因のうち、対比仮説と集約度仮説をScheperら(2013)が、景観の複雑性仮説をBatáryら(2011)とScheperら(2013)が検討している。

10. 2. 2 Batáryら(2011)

Batáryら(2011)は、種数に関して47報告の109観察例を、存在量に関して46報告114観察例を分析した。イギリスがそうでないわけではないのだが、大陸ヨーロッパでは農業環境事業の多くがとくに農地の粗放管理を目指すものとなっている。このことを反映して、分析の対象とした農地で行われていた農業環境事業の75%は有機農業であった。

この論文で検討した分類群である節足動物、鳥類、植物を区別せず一括して分析すると、農業環境事業は、種数、存在量のどちらも有意に増加させていた。この増加は耕地、草地のいずれでも、またほぼ農地のみ景観を含む単純(非農地割合 < 20%)、複雑(> 20%)のいずれの景観でも起きていた。そこで、種数や存在量の増加の程度に景観の複雑性が影響していないか検討したところ、耕地において、複雑な景観下と比べて単純な景観下で種数の増加が有意に大きく増加していた。一方、草地では景観の複雑さの違いは種数、存在量の増加量のいずれにも有意な影響をあたえていなかった。耕地において複雑な景観下よりも単純な景観下で種数の増加が大きかったことは、Tcharntkeら(2005)の予想を支持している結果と言ってよい。草地で、景観の複雑さの違いが種数や存在量のいずれにも有意な影響をあたえていなかった点について、彼らは、耕地では植生を完全に除去するので、半自然生育地からの移入は草地より耕地にお

いて重要であるためとした。いっぽう草地は多年生の農業生態系であり、そこには安定した動植物群集がすでに存在していて、周囲の種プールから侵入する個体の定着を妨げていると考えた。

もし、耕地と草地に移入にかかわるそのような違いがあるのであれば、農業環境事業の効果は草地よりも耕地において大きいはずである。しかし、分析した農地では分類群を一括した全種数において両者に有意な効果の違いはなかった。つまり事業による集約度の減少は、耕地でも草地でも同程度の効果をもたらしていたのである。この点について、集約的な管理の下にある草地の集約度は耕地のそれと変わらず、いっぽう粗放的に管理されている耕地では薬剤散布による攪乱体制 (disturbance regime) が草地における放牧や年1回の採草と同じレベルであるためではないかとした。つまり、集約度という観点からは、両者に違いはないとしたのである。しかし、耕地と草地の種数で見られた農業環境事業がおよぼす効果の違いが、両者の植生の安定性の違いによることと、耕地と草地で農業環境事業の効果の大きさに違いがないことが、集約度や攪乱体制に両者に違いがないためとしたことには矛盾があるように思われる。

彼らは、続いて送粉者、草食動物、植物の3つの機能分類群ごとに、農地を単純景観と複雑景観にわけて事業の効果を検討した。すると、送粉昆虫のみが耕地と草地のいずれにおいても、単純景観でのみ有意な事業の効果が検出され、複雑景観では検出されなかった。このことは、景観の複雑性が事業の効果にあたえる影響が機能分類群によって違う可能性があることを示している。送粉昆虫が景観複雑性の影響を受けていた理由について、送粉昆虫は、半自然植生からの距離に移入が敏感に影響されるためとした。

10. 2. 3 Scheper ら (2013)

Scheper ら (2013) は、研究が行われた地域をヨーロッパに、対象生物を送粉媒介者にそれぞれ絞って、種数と個体数にたいする農業環境事業の効果を検討した。そのさい Kleijin (2011) があげた対比、景観の複雑さ、集

約度の3つが与える影響についても検討した。標本とした報告は71である。分析の結果、農業環境事業は、農地が耕地であるか草地であるかの区別なく、送粉媒介者を種数、個体数のいずれも増やすことが分かった。ただし、その増加の程度は農地のタイプによって異なり、耕地の方が草地よりも大きかった。この点は、先の Batáry ら (2011) の結果が耕地と草地で事業による種数の増加に差がないとしたことと異なっている。耕地の方が送粉媒介昆虫を増やした理由について、彼らは、1) 草地では攪乱の大きいところであっても送粉媒介昆虫の適切な営巣地と採餌植物を保持しているため、攪乱を減らしても送粉昆虫はそれほど増えないため、2) 草地ではすでに多年生植物が密生しているので新たな植物種の定着がむずかしいことから、事業によって生ずる蜜源植物の増加が限られているための2つをあげた。

さらに彼らは対比の大きさによって、事業の効果が異なるかを検討した。まず事業を実施していない近傍の農地に見られる広葉草本の種数や被度を、当該農場に存在した事業開始前の広葉草本の種数や被度であると想定した。この想定のもと、事業を行った農地とその近傍の農地に見られる、広葉草本の種数や被度の差を事業がもたらす対比の大きさと彼らは定義した。そして、このように定義した対比が、ハナバチ (対比の効果の検証では、送粉媒介者のうちのハナバチのみを対象とした) の種数にあたる影響を検討したのである。その結果、対比の大きさが増加すると、耕地ではハナバチの種数や数が有意に増加したが、草地では明確な関係がえられなかった。

さらに、Scheper らは集約度仮説についても検討している。彼らは、事業開始前の広葉草本の推定量、つまり近傍の農地でみられる草本の種数や被度が小さい農地ほど、事業前の集約度が高いものと仮定し、耕地ではこのように仮定した事業前の集約度が高い農地ほど、事業を行うことでハナバチの種数や数の増加量が増加したが、いっぽう草地ではハナバチの種数や数の増加量と事業開始前の集約度とのあいだになんらかの関係が認められなかった。このことから集約度仮説は耕地では成り立ったが、草地では成り立たなかったとした。彼らは、集約度

の指標を、農地への投入窒素量に代えて集約度仮説をさらに検討している。すると Kleijin ら (2009) の予想に反して、もともとの集約度は、耕地でも草地でも事業の効果の大きさに影響をあたえていなかった。つまり、事業によって窒素を一定量減らしても、窒素投入量もともと小さい農地で、訪花昆虫の種数や数が、窒素投入量もともと大きい農地と比べてより大きく増加するということがみられなかった。その理由として、窒素投入量の増加とともに、植物の場合は指数関数的に種数が減少するが (Kleijin 2009)、送粉媒介者の場合は直線的に減少するためかもしれないとした。集約度仮説における集約度が窒素投入量にもとづいていたので、窒素を集約度の指標にした場合も彼らは検討したのだと思われる。しかし、窒素施用量と農地で開花している花量との間にはそれほどの相関が望めないのが、集約度とハナバチ量の増加との関係が明確にえられなかったのは、むしろ当然であろう。

景観の複雑性にかんしても彼らは検討していて、ほぼ農地のみ景観 (半自然生育地の面積割合 < 1%) や複雑景観 (> 20%) よりも、中間の単純景観 (1-20%) で効果が大きかった。この結果は Tcharntike ら (2005) の予想を裏付けたことになる。

彼らは、さらに事業の実施オプションの差異がもたらす効果の違いについても検討した。比較した事業オプションは、蜜源植物の播種、イネ科植物の播種、有機農業の実施であり、この3つのうち蜜源植物を播種した農地で、当然ながら送粉媒介者の種数や数が最も多く増えた。

以上より、送粉媒介者を最も多く増やすには、景観の複雑さにおいては単純景観 (半自然生育地の面積割合 1-20%) で、集約度においてはもともと蜜源植物の少ない耕地で事業を行うことが望ましいことが、このメタアナリシスの結果より分かる。ただし、このような場所は、すでに希産種が失われている景観であるので、事業によって増えるのは普通種である。普通種の増加は生態系サービスの向上には良いが、希産種が問題となる生物多様性それ自身の向上には、それほど大きな効果がない。

したがって生物多様性の向上をはかるには、複雑な景観の中にありながらも生物多様性が減少しつつある多くの農地も事業の対象とすることが必要である。また事業の内容によって効果が違うことから、事業内容は目的に合わせて決める必要がある。

最後に彼らは研究の問題点を指摘している。それは、標本とした多くの調査が、訪花中の個体を事業実施した農地で記録しているので、送粉媒介者が周囲から当該農地に誘引されて個体数が増えたように見えるのか、個体群そのものが大きくなった結果なのか分からないことである。もし、個体群が大きくなっていないのであれば、事業の効果とされたものは見かけの効果にすぎない。

また、この研究も Batáry ら (2011) も、複雑な景観下では訪花昆虫の種数や数がもともと多いという、Tcharntke らの仮説の前提を、論文のなかで検討していない。

10. 2. 4 Batáry ら (2015)

最後に Batáry ら (2015) によるメタアナリシスを紹介する。Batáry ら (2015) は、農業環境事業全般の効果だけではなく、経験や科学的研究の蓄積にもなる事業の改善効果についても検討した。分析は、EU加盟国とスイス、ノルウェーの30カ国で行われた事業の検証をした103の報告(284例)を材料として、種数についてのみ分析した。事業の改善の分析は、103の報告を1981-2006年に発表されたものと、2007-2009年に発表されたものの2つの時期に分け、両者間で種数の増加にあたる効果の大きさを比較することで行った。事業を行うことで2つの時期とも種数が増加しているので、農業環境事業は事業の時期によらず有効であることが示された。しかし期待された、時期による種数の増加の違いは見られなかった。ただし、この結果から、彼らは事業について改善が見られないとは単純に結論してはいない。なぜなら、ベースラインの変化があるからである。この間、ヨーロッパにおいて生物多様性は一貫して減少し続けている。そうであれば、事業を行った農地へ個体を供給するのに必要な、背景となる種のプールが年とと

もに縮小していて、このため事業が農地環境をより大きく改善しても、えられる種数の増加の程度は以前と変わらなかった可能性もあるからである。

Batáry ら (2015) は、さらに事業が行われる場所が生産地内であるか生産地外であるかによって、えられる効果の大きさに違いがあるかについても検討した。生産地内の事業とは、たとえば有機農業化、草地の草刈り時期の変更、越冬刈り株の実施（収穫後に畑起こしをせず、そこに育った雑草が鳥の餌となる種子を冬期に提供することができる）などであり、生産地外とは、農地の境界や端への蜜源植物種子の播種、生け垣管理などである。この両者を比較すると、生産地外の事業のほうが種数の増加はるかに大きかった。この結果を受けて、彼らはより高い効果をめざすならば、上で紹介した Scheper ら (2019) も言ったように、目的を絞ったオプションを採用すべきであると主張した。ただし、ここでも生産地内の事業の効果が低いからといって、単純に生産地内での事業をやめるべきだとはしていない。なぜなら生産地内で実施したオプションも、生産地外と比べればその効果は小さいけれども種数を確実に増やしており、また生産地内では生産地外のオプションよりも、不安定な環境に適応した種を利するので (Storkey et al., 2012)、種数の増加に関して生産地外と生産地内のオプションは相補的だからである。さらに、生産地内の実施事業には水系の汚染を防ぐという、ヨーロッパの農業環境事業に課せられた、生物多様性の向上と並ぶもう一つの重要な目的もあると述べている。

10.3 メタアナリシス まとめ

10.3.1 農業環境事業の効果

紹介した5つのメタアナリシスによる分析は、すべて農業環境事業には、生物の種数や存在量を増やす何らかの効果があると結論した。耕地と草地という農地のタイプによって事業の効果に違いがあるかについて、Batáry ら (2011) は検出できず、Tuck ら (2014) と Scheper ら (2013)

は草地よりも耕地のほうが効果が大きいとした。対比の大きさが与える影響について、Scheper ら (2013) は耕地では見られたが、草地では見られなかったとした。事業前の農地の集約度のちがいでによって事業の効果が異なるか検討した Scheper ら (2013) は、耕地では事業前の集約度の大きい所ほどハナバチの数が増加したが、草地では効果の違いを検出できなかったとした。これらの結果は、対比や集約度に関する仮説は草地では支持されず、耕地で支持される結果を示す。景観レベルでの違いが及ぼす影響について検討した Tuck (2014) は耕地の割合が大きいと事業の効果が上昇するとし、Batáry ら (2011) と Scheper ら (2013) は、中間的な複雑性を持つ景観で効果が大きいとした。この結果はいずれも Tschardtke ら (2011) を支持するものである。訪花昆虫に与える事業の効果は蜜源植物の播種をするオプションで他のオプションよりも高く、目的にしたがって事業の内容を選ぶ必要があることも示された。いっぽう Batáry ら (2015) は事業が農地の外側を対象としているか、内側を対象としているかで効果が異なり、農地の外側を対象とした事業で効果が高いことが分かった。実施時期が遅くなることによる事業の効果の改善があるか検討したが、期待に反して見られないことが分かった。

以上より、有機農業や農業環境事業が、生物の種数や存在量を増やすことは間違いがないとしてよいだろう。事業の効果をもっと有効にするには、草地であるか耕地であるかといった農地のタイプや、事業のオプションがもたらす対比の大きさ、事業が行われる農地の周囲、つまり景観の状態を考慮に入れて実施すべきこと、また事業がめざす目標によってオプションを選ぶ必要があることが示された。

農業環境事業が開始されてから30年以上の時間がたっていて、個々の農業環境事業が有効であるにもかかわらず、国レベルでの農地における生物多様性の減少はあいかわらず止まっていない。このことから、農業環境事業施策は費用対効果に問題があること (Kleijn ら 2011) や、事業の量がそもそも不十分である (Newton 2017) との指摘がある。

10. 3. 2 農業環境事業の効果を測るさいの問題点

今回紹介したメタアナリシスが依拠した個々の報告には方法上の問題点もある。メタアナリシスは多数の報告を総合して、ある操作の有効性を量的に論ずることが出来るが、標本とした個々の報告に問題があればその影響を受ける。また報告の選び方にバイアスがあればそれも引き継いでしまう。農業環境事業の有効性を検討した報告には、個々の報告にかんして、つぎの4つが問題点として指摘されている。それらは、1) 農業者がランダムに選ばれていないこと、2) 事業開始前のデータ (baseline data) をえていないこと、3) 単なる誘因効果をみている可能性があること、4) 標本としてえられる報告がイギリス、ドイツ、オランダ、スイスなど北西ヨーロッパで行われた研究に偏ることである。

第1の問題点であるランダム選択にかんして言えば、多くの個別な報告が事業実施と非実施農業者を調査時点で選んでいて、両者を事業開始時点でランダムに選んではりつけているわけではないという、実験計画上の問題点がある。調査時点で選んだとすると、えられた両者の生物多様性の違いは、事業の効果ではなく、単に事業に参加する農業者と参加しない農業者の営農管理や所有する土地そのものの違いからくる違いにすぎない可能性がある。事業に参加する農業者は生物多様性に関心が高く、事業のオプションを設置している場所以外でも配慮のある管理をしていて、それが当該農地での生物多様性を高めていたのかもしれない。生産性が低い農地を多くもつ農業者が、事業に参加しがちであってもおかしくはないだろう。なぜならそのような農地は粗放管理されていて、環境事業の実施によって収入が低下する影響が小さいからである。粗放管理された農地の生物多様性はもともと高いので、見ているのはもともとの集約度の違いから来る多様性の違いと言うことになる。事業に参加する群と参加しない群の農業者が傾向的に持っているこのような違いという、統計学的にはノイズとも言える変数の影響を無視できるようにして、事業の効果を検討できるようにするには、まず事業開始前に、事業に参加しつづける

農業者と参加しつづけない農業者をランダムに選ぶ必要がある。ランダムに選べば、例えばt検定を行うとすると、事業を施した農地の生物多様性の平均値と、事業を施していない農地の生物多様性の平均値の差を検定するための前提が満たされたことになる。ただし、このままでは、たとえランダムに農業者を選んでも、事業を行っている農業者と行っていない農業者を多数サンプルしなくてはならず、簡単には実行できない。サンプル数を少なくしても事業の効果が浮き上がるようにするには、それだけではまだ不十分である。

第2の問題点は、事業開始前の生物多様性のデータをえていない事である。農地や農業者が個々に持っている違いというノイズをキャンセルして、現実的なサンプル数で事業の効果を確かめるには、農業者をあらかじめランダムにはりつけるだけでなく、事業開始前の値 (baseline data) を測定しておくことが大切である。事業開始時の値をえていれば、農地ごとの効果 (事業開始後の値との差) を知ることができる。そうすると農業者や農地が個別に持っている違いというノイズを小さくすることができ、事業の効果を検討するさいに必要なサンプル数を少なくすることができる。t検定に即して言うならば、対応のあるt検定が可能となったことになる。一般化線形分析に即して言えば、農地をランダム変数とした混合分析が可能になったことである。

以上述べた第1と第2の問題を考慮した本来あるべき研究の設計法は、before-after-control-impact (BACI) design と呼ばれる方法である。それは、事業開始前に農業者をランダムに選び、農業環境事業を行う、行わない (コントロール) の2群に分け、事業開始前のそれぞれの農地での生物多様性を測定し、さらに事業を実施した後で再び生物多様性を測定するというものである (Christie ら 2019)。BACI design による調査が行われるためには、農業環境事業が立案されるときに、事業効果をモニタすることを制度設計の中に組み込む必要がある。そのさい、事業を行う農業者を必要十分数、適切な空間配置で指定し、5年間という短期ではなく長期にわたって同じ事業を継続することを確約してもらう必要が

ある。いっぽう事業を行わない農業者もこれも必要十分、適切な空間配置で指定し、長期にわたって事業を行わないことを確約してもらう必要がある。それには事業を行わない農業者にも報償の支給が必用となるだろう。

第3の問題点は、Sheperら(2013)も指摘している誘引効果である。事業によって種数や存在量が増えたとしても、それは単なる誘引効果の結果を見ているに過ぎない可能性がある。誘引効果があるとすると、広域での正味の個体数は増えていないにもかかわらず、事業を行った農地では周囲から集まった個体が増え、周囲の農地では事業を行った農地に個体が引き抜かれて数が減ることになる。誘引効果は大いにありそうなのであるが、これまで十分な検証がなされていない(Morandin and Kremen 2013)。誘引効果によるみかけの増加を確かめるには、当該農地だけでなくその周りを含めた広域な調査をする必要があり、可能であれば事業によって作り出された部分を覆ったり、覆わなかったりする操作実験をとまなう調査も必要になるだろう。

第4の問題は、メタアナリシスが依拠している個別の研究の多くがなされた場所が、北西ヨーロッパに偏っていることである。その原因の一つは、農業環境事業が開始された時期の違いにある。東ヨーロッパ諸国のEUへの加盟が2004年以降と遅かった(5.2注2)ので、事業の開始の時期も遅い。また東ヨーロッパ諸国で農業環境事業が北西ヨーロッパほど熱心に取り組まれていないこと、研究も北西ヨーロッパと比べて活潑ではないことも偏りをもたらす理由となるだろう。地域間の格差をEUは縮めようとする政策を行って、その予算的なしわ寄せがCAPに及んでいるのであるが、格差の解消には至っていない。

11 付録

11.1 付録1 イングランドの入門スチュワードシップ 第4版

この節では2012年から始まった入門レベルスチュ

ワードシップの第4版について、Natural Englandが発行した農業者のための解説と申請マニュアルを兼ねたパンフレットに基づいて紹介する。パンフレットは本文が178ページある。第4版(Natural England 2012)では、丘陵地農業者手当(Hill Farm Allowance, HFA)を引き継いだ丘陵地でのみ採用可能な一群のオプション23個が新設された。これは丘陵地での環境保全だけではなく、過疎化対策という意味も含んでいる。2005年の初版時(Defra 2005, Department of Environment, Food and Rural Affairs)には61のオプションがあり、これらの従来からあるオプションにおいても20オプションが新設され、10オプションが削除された。第1版から第4版に至るまでオプションの多少の改廃があったので、結果として丘陵地でのオプションを含めて全91オプションとなった。全てのオプションを表3(節末に掲示)に示す。

初版に対する第4版の違いは、オプション数の増加だけでなく、第4版で11の環境目標(environmental objectives)と、それぞれの環境目標を達成するためのオプションが示されたことである。環境目標が設定されたのは、農業者の選択が生垣管理などの取り組みやすいオプションに集中しがちであった(Hodge 2010, Newton 2017)のを防ぎ、環境的公共財を、農村に創造する効果の大きいオプションに参加する農業者を誘導するためである。それら第4版で掲げられた11の環境目標とは、

- (1) 農地鳥のための耕地管理
- (2) ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生育地管理
- (3) (かつては普通種であったが、農法の変化のために稀少となった) 耕地植物のための生育地管理
- (4) コウモリやヤマネの(移動手手段確保のための)生育地管理
- (5) チョウやハナバチ(などの昆虫)と(蜜源となる草本が多く、また昆虫を支える)脆弱な放牧地のための管理
- (6) ヤブウサギ(brown hare)のための生育地管理
- (7) 丘陵地における野生生物の生育地のための管理
- (8) 農地景観の保護と向上のための農地管理

(9) 歴史的環境のための農地管理（考古学的地物や納屋などの伝統的建造物の保護）

(10) 清らかな水と健全な土壌のための農地管理

(11) 気候変動に焦点を当てた農地管理

である（括弧内は本稿による追加）。イングランド全土が対象になっている8, 9, 11と丘陵地に限定されている7以外は、対象となる重点地域がそれぞれ地図によって示されているので、その地域の農業者が対象となる。

入門スチュワードシップの第4版では新たに目標が示されたが、目標下にあるオプションは推奨されているだけであり、農業者が選んだことによって何らかの特典があるわけではない。特典をとまなう望ましいオプションへの誘導は、8. 1で簡単な紹介をした、2014年に策定された田園スチュワードシップの改革まで待たねばならなかった。詳しくは付録11. 2を参照されたい。導入したい制度をまず農業者の負担が少ない形で試験的に導入をして、次の改革で望む姿へと実質化するのは、CAPの政策でよく見られることである。

第4版に掲げられた11の目標に含まれる入門レベルスチュワードシップのオプションについて紹介する前に、誤解をおこしそうな点があるので述べておく。スチュワードシップがクロス・コンプライアンスを超える便益をもたらす農業者の行為に報酬を支払うものであることはすでに述べた。しかし、Natural Englandが発行した入門レベルスチュワードシップの説明書には、クロス・コンプライアンスの内容が、さもオプションの要件であるかのように書かれている部分がある。たとえば生垣の中心から2mまでの土地の管理や、水系の中心から2mないし土手の端から1mまでの範囲の土地に、施肥や薬剤散布を禁じることにについてである。この部分はクロス・コンプライアンスの要件であり、スチュワードシップでの支払い対象とはならない。生垣にかんして言えば、スチュワードシップが求める生垣そのものの管理と一体化して、クロス・コンプライアンス該当部分である生垣の中心から2mまでの土地の管理も、区別だてせず一体化しておこなうのが良いとの行政側の考えが表れているものと考えられる。このことを注意して以下の紹介を読ま

れたい。

目標1 「農地鳥のための耕地管理」

目標1に含まれるオプションは3群15個あり、各群から一つずつ選ぶことが推奨されている。

第1群の目的は、耕地内に鳥類の営巣地を提供することであり、EF8、EF13、EF22の3つのオプションが含まれる。

EF8：「ヒバリ区」。背の高い草むらを営巣場所として嫌うヒバリのために、耕地の中に作付けされていない小区を設ける。1区の面積は少なくとも16㎡が必要である（5ポイント/プロット）。

EF13：「地上営巣性鳥類のための、耕したあと作付けをしない耕地」。無作付け地として1～2.5 haが求められる。背の低い植生が早春に成立するように管理することで、個体数が少なくなったタゲリなどの鳥類に、営巣場所や採餌場所を提供する（360ポイント/ha）。一種の輪作的セット・アサイドといえる（輪作的セット・アサイドの効用については7. 1を見よ）。

EF22：「時期を延長した越冬刈り株」。秋に収穫したあと畑を起こさずにおき、生えてくる冬植物が餌の少ない冬期に鳥類に餌を提供する（越冬刈り株）だけでなく、7月31日まで時期を延長してそのまま残すことで営巣場所を提供する（410ポイント/ha）。

第2群の目的は、冬期における餌としての種子供給であり、EF2、EF6、EF23、EG4、EK20の5つのオプションが含まれる。

EF2：「野鳥種子混合」。冬期や早春に鳥の餌となる種子をつける1年草や2年草の種子を、耕地や、播種して5年以内の若い草地に播く（450ポイント/ha）。

EF6：「越冬刈り株地」。刈り株地の鋤起こしが禁じられる時期を2月14日までと、先のEF22の「時期を延長した越冬刈り株」よりも早くしたものである。したがって支払いも少ない（120ポイント/ha）。

EF23：「農地鳥にたいする冬期の補助給餌」。1月1日から3月31日までの期間、種子を餌として供給する。

供給する種子は小麦やナタネなどの油性種子や雑穀である。収穫時に生じたくず種子を流用してはならない(630ポイント/トン)。

EG4:「ホールクroppサイレージ用の穀物栽培とその後の越冬刈り株」。サイレージとしての収穫後、鳥に種子餌を提供する耕地植物が生えてくるように放置、または管理する(230ポイント/ha)。

EK20は「冬期における鳥の餌としてのライグラスの種子結実」で、ライグラスの一時的な草地を作り、ライグラスの結実を許す管理をする(80ポイント/ha)。

第3群の目的は、鳥の餌となる昆虫類の豊かな生育地の提供であり、EF4、EF9、EF10、EF11、EF15、EG1、EK21の7つのオプションが含まれる。

EF4:「蜜源花混合」。少なくとも4種類の花蜜植物(レッドクローバー、アルサイククローバー、ミヤコグサ、イガマメ、ジャコウアオイ、ヤグルマギクなど)の種子を混合して播く。種子重量の50%を1種のみで超えてはならない(450ポイント/ha)。

EF9:「穀物畑の保護枕地」。枕地とは作付け部の周辺に設けるトラクターの旋回のための帯状の場所であり、EF9では3-24m幅を保護枕地とし、そこに低密度に穀物種子をまく。そのことで植物や昆虫の生息地を提供し、結実した種子や昆虫が鳥の餌となる。撒いた穀物は収穫して良い(100ポイント/ha)。

EF10:「鳥や稀少な植物のための、収穫しない枕地」。上のEF9と同じく春または秋に3-24m幅を枕地とし、そこに低密度で穀物種子をまく。異なるのは、翌年の春まで収穫しないで放置することであり、EF9の目的の他に、冬期の餌を鳥に提供することを目的とする(330ポイント/ha)。

EF11:「稀少植物のための、耕された作付けをしない耕地の縁」。耕地の端の幅3-6mを植栽地とせず耕したまま放置する。稀少植物だけでなく、昆虫の住み場所や種子食鳥の採餌場所となる。イネ科の雑草が多いところは避ける。施肥はしない(400ポイント/ha)。

EF15:「枯草剤を減らした穀物栽培とその後の越冬刈

り株」。枯草剤を減らすことで、耕地植物が夏期に種子をつけて鳥に餌を提供し、収穫後畑を起こさずにおくことで冬期にも餌を提供する(195ポイント/ha)。

EG1:「春まき穀物への下層播種」。穀物の下に、イネ科牧草にたいして重量比で10-30%のマメ科種子をまいて育て、生育地としての多様性を増すことで野生生物を利する(200ポイント/ha)。

EK21:「マメ科と広葉草本が豊かな、背の低い草地」。イネ科、マメ科広葉草本(チコリー、セイヨウノコギリソウ、ヘラオオバコ、ワレモコウの一種、ヤグルマギクの一種、スイバなど)の種子をまき、一時的な牧草地とする。これにより、ポリネーターなどの昆虫に餌と住み場所を提供する(200ポイント/ha)。

目標2 「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生息地管理」

目標2は、農場周辺の水界に生息する動物の保全を目的とする。含まれるオプションは、EB6、EB7、EB10、EE7、EE8、EJ9、EJ11の7つである。

EB6:「側溝管理」。農地の端にある側溝について、その中心から両側2m以内、もしくは土手の端から1m以内を耕作してはならず、施肥や薬剤散布もしてはならない(クロス・コンプライアンスからの要請)。この部分の刈り払いは、鳥類の繁殖期を避けるため9月15日から2月28日までに行い、そのときであっても一時に全てを刈ってはならない。溝の清掃は5年に一度までとして、さらったものを上に述べた範囲に置いてはならない(24ポイント/100m)。EB7はEB6の片側管理版である(8ポイント/100m)。

EB10:「強化された生垣管理と側溝管理の組み合わせ」。溝にそって生垣がある場合である。生垣の中心から2mを耕作や施肥、薬剤散布をせず、溝の中心から2m、もしくは土手の端から1mまでをEB6と同じように管理する。このことで陸側と水系内でそれぞれに多様な植生が成立する(56ポイント/100m)。

EE7とEE8:「農地内に存在する池にたいする緩衝帯の設置」。EE7は50kg/haをこえる窒素が投入されている草地、

EE8 は耕地が対象となる。設置する緩衝帯は池から少なくとも 10 m までの範囲とし、種子をまくか放置する。植生の成立後は、5 年に一度を超えて刈ってはならず、背の高い草むら、もしくは低木の藪とする (EE7、EE8 とともに 400 ポンド/ha)。

EJ9 は「耕地の中を流れる水系への 12 m 幅の緩衝帯」である。土壌浸食や表層水が発生すると認定された耕地や輪作草地のみが選択可能であり、12 m から 24 m までの幅の緩衝帯を作り、沈殿物や養分 (ことにリン)、薬剤が水系に入ることを防ぐ (400 ポンド/ha)。

EJ11: 「家畜が水系に近づくのを防ぐための柵の管理」。既設の柵が対象である。家畜による水系への糞尿汚染や踏み込みによる土手の崩壊を減らすことで、水質を大きく向上させ、土手の植生も守ることができる (4 ポイント/100 m)。

目標 3 「耕地植物のための生息地管理」

耕地と結びついた野生植物の中には、かつて普通であったが 20 世紀中頃より急激に減少した種が存在する (注)。播種する作物種子に混入する雑草種子の排除がすすんだこと、多様な除草剤が使用されるようになったこと、秋まきから春まきに穀物の播種期が変わったことなどが減少の原因とされている。目標 3 に含まれるオプションは、EF9 「穀物畑の保護枕地」、EF10 「鳥や稀少な植物のための、収穫しない枕地」、EF11 「稀少植物のための、耕起し作付けをしない耕地の縁」、EF13 「地上営巣性鳥類のための、耕された作付けをしない耕地」、EF15 「枯草剤を減らした穀物栽培と、その後の越冬刈り株」の 5 つである。これらは目標 1 の「農地鳥のための丘陵地管理」に全て含まれていて、すでに内容を紹介した。農地鳥のための管理は、稀産種となった畑地植物の保全にも有効であるということである。

(注) 日本でもミズアオイやタガラシなど、かつて普通種であった水田雑草の、急激な減少が知られている (角野 2014)。

目標 4 「コウモリやヤマネの移動経路確保のための生育地管理」

目標 4 は、動物の移動経路を確保することを目的とする。含まれるオプションは 8 つあり、ここでは未紹介の EB3、EB14、EC3、EC4、EC23、EC25 を紹介する。

EB3: 「景観と野生生物のための生垣管理」。これは EB1 の「景観のための生垣管理」よりも刈り込みの程度をさらに抑えることで、訪花昆虫のために花を咲かし、鳥のために冬期に果実がつくようにしたものである。もともとなる EB1 の管理は、生垣の高さを 1.5 m 以上に保たねばならず、刈り込みは 2 年に 1 回未満とし、1 年に半分より長く刈ってはならず、生垣の中心から 2 m は耕作することも、薬剤をまいてもならないというものであった。それが EB3 では、生垣の高さを 2 m 以上に保ち、刈り込みは 3 年に 1 回未満で、1 年に全長の 1/3 より長く刈ってはならないという点が異なる。生垣の中心から 2 m は耕作することも薬剤をまくこともできないことは、EB1 も EB3 も同じである (EB1: 16 ポイント/100 m、EB3: 42 ポイント/100 m)。

EB14: 「生垣の回復」。生垣を若返らせて厚みや連続性を増し、他の生垣や池、林地とのつながりを増すことを目的とする。その方法は 2 つあり、横仕立て (hedge laying) と生垣にみられる隙間への植え込みである。植え込みは在来種を用いる必要がある (10 ポイント/m)。hedge laying とは、生垣を構成する幹の下部に切れ目を入れて横に倒し、互いに組んで新たな枝を多数伸ばすことで生垣の厚みを増やす伝統的手法である。

EC3: 「林地の柵の維持」。家畜が立ち入って草を食み、林床を破壊することを防ぐことを目的とする。ここでいう林地は自然林であり、古くからその場所にありつづけている林 (ancient woodland) であればなおよい。対象とする小林分は、丘陵地においてヒョウモンチョウの発生場所となる (4 ポイント/100 m)。

EC4: 「林縁の管理」。EC3 が対象としている林地の周囲を、幅 6 m にわたって低木や背の高い草本のやぶにすることで、無脊椎動物、鳥類、小型の哺乳類などの動物に生育地を与える (38 ポイント/ha)。

EC23：「生垣に生育している幼木にタグをつけて、成木の成立を図る」。生垣に生育している、これとは思う幼木にタグを付けて識別し、管理においてこの幹を刈り込んだり切ったりせず、成木にまで育つよう導く（1ポイント/樹木）。

EC24：「耕地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」。成木から落ちてきた大枝や幹の一部を片付けず放置する、もしくは必要であれば積み上げる。このため、求められている緩衝帯の幅は6mと広い。畑に近い側の3mを6月中旬以降に年1回刈り、生垣に近い側の3mは樹木の侵入を防ぐ必要があるときのみ刈る（400ポイント/ha）。

EC25：「草地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」。EC24の6m緩衝帯を永久草地にある生垣を対象に変形したものである。家畜による過大な草食みを防ぎ、落ちてきた大枝や幹の一部を放置する（400ポイント/ha）。

目標内のこのほかのオプションであるEB10「強化された生垣管理と側溝管理の組み合わせ」は、目標2の「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生息地管理」で紹介した。

目標5 「チョウ、ハナバチの生育地と脆弱な草地の管理」

イネ科が優占する耕地の端と比べて、入門スチュワードシップの蜜源植物混合による耕地の端は、14倍のマルハナバチを誘引することが知られている。ここには9つのオプションが含まれ、これまでに未紹介のEE12、EF1、EK3の3つのオプションを紹介する。

EE12：「耕地の隅や耕地の緩衝帯への、野生蜜源草本の付加」であり、EE1-EE3のような緩衝帯や耕作除外地のオプションを選んだ場合に選択できる。蜜源草本（たとえばヤグルマギク、ミヤコグサ、ウツボグサ、フランスギク、セイヨウノコギリソウ、アカツメクサ、ノラニンジン）の種子をまくか、すでに定着している場合はそれを維持する管理を継続する。無脊椎動物や鳥類に餌を提供し、イネ科だけからなる耕地の隅や緩衝帯と比べて、

より多様で複雑な植生が成立する。

EF1：「耕地の隅の管理」。耕作機械が入りにくい耕地の隅を、耕作せず草の生える場所とする。上で紹介したEE12とあわせて選ぶとなお良い（400ポイント/ha）（イングランドの農地の境界は区画整理などせず昔ながらであり、直線的ではない。したがって耕地の隅は機械が入りにくいことがある）。

EK3：「投入量をととも少なくした永久草地」。粗放的な管理により、種数の多い草地の成立をはかる。刈り取りは、4月1日から6月30日までの期間を避ける。厩肥の投入は12.5トン/haまで許される（150ポイント/ha）。

このほかのオプションのうち3つは、すでに目標1の「農地鳥のための丘陵地管理」で紹介した。それらはEF4「蜜源花混合」、EK20「冬期における鳥の餌としてのライグラスの種子結実」、EK21「マメ科と広葉草本が豊かな背の低い草地」である。またEB3「景観と野生生物のための生垣管理」、EB10「強化された生垣管理と側溝管理の組み合わせ」、EC4「林縁の管理」の3つを、目標4の「コウモリやヤマネの（移動手段確保の）ための生育地管理」で紹介した。

目標6 「ヤブノウサギの生育地ための管理」

ヤブノウサギ（brown hare）はニホンノウサギと同じノウサギ属の1種であり、ちなみにカイウサギの原種であるアナウサギ（rabbit）はアナウサギ属に属する。ヤブノウサギはローマ時代もしくはそれ以前にイギリスに持ち込まれて野生化し、農業の集約化によって個体数が減少し、現在は保護の対象となっている。「ヤブノウサギの生育地の管理」には12のオプションが含まれ、ここでは未紹介のEF7とEJ13を紹介する。

EF7：「甲虫土手」。鋤による土壌の反転を、土手とすべき条の両側から反対方向に行うことで、幅2-7m、高さ0.4m程度の土手を耕地内に作る。長さは耕地の端から端までである（捕食者の侵入を防ぐために、端のすぐ手前までとすることもある（Newton 2017））。土手に成立するイネ科の草むらは、地上営巣性鳥類や小哺乳類、

昆虫（そのあるものは作物害虫の捕食者）に生育地を提供する。殺虫剤、厩肥、化学肥料を与えてはいけない（580 ポイント /ha）。

EJ13:「冬期植被作物」。冬期に植被があることで窒素が土壌から流亡して水系を汚染することを防ぐ。育てる植被に適した植物はライムギ、カラスノエンドウ (vetch)、ハゼリソウ、オオムギ、カラシ (mustard) などである。施肥をしてはならない（65 ポイント /ha）。

このほかのオプションのうちの9つは、すでに目標1の「農地鳥のための丘陵地管理」において紹介した。それらはEF2「野鳥種子混合」、EF6「越冬刈り株地」、EF9「穀物畑の保護枕地」、EF10「鳥や稀少な植物のための、収穫しない枕地」、EF13「地上営巣性鳥類のための、耕された作付けをしない耕地」、EF15「枯草剤を減らした穀物栽培とその後の越冬刈り株」、EG1「春まき穀物への下層播種」、EG4「ホールクroppサイレージ用の穀物栽培とその後の越冬刈り株」、EF22「期間延長された越冬刈り株」である。またEC4「林縁の管理」も目標4の「コウモリやヤマネの移動手段確保のための生育地管理」で紹介した。

目標7 「丘陵地における野生生物のための生育地管理」

過去60年間においておきた、丘陵地に特徴的な野生生物の減少が報告されている。これらの野生生物の多くは、その生存を近代化以前の何世代にもわたる農法による農業に依存している。1947年から1980年までの間に、粗放的な農業が行われていたムーア地の27%が過放牧や排水・干拓によって失われ、非改良草地の33%が1980年代以来の草地管理の集約化により、いくつかの地域で失われた。このことが、かつては普通種であった生物を稀産種に、またある種ではイングランド丘陵地において地域的な消滅に導いた。しかし、1987年の農業環境事業の導入以来、減少は劇的に緩やかになった。半自然草地やムーア地、それらの背景となっている upland fringe といわれる丘にある、多くの種を支えるモザイク状の生育地の広がりを持続することが、丘陵地における入門ステップワードシップの目的である。ダイシャクシギ、アカ

シギ、ヒョウモンチョウの一種 (small pearl bordered fritillary) は丘陵地に特有な種とはいえないが、低地では生存できる生育地がすでに失われてしまっている。丘陵地に残存する生育地を管理するための、目標7におけるオプションは生育地に応じて4つの群に分かれている。それらは

第1群が「ムーア地」、

第2群が「ムーア地のへり」、

第3群が「採草地と囲い込み牧草地 (in-bye grassland)」、

第4群が「自然成立した木立や小林地」

である。

第1群にはEL6、UL17、UL18、UL22の4つが含まれる。

EL6:「ムーア地での粗放牧」。耕起、施肥、播種をしてはならず、水の停滞する湿地を保全する。排水をしてはならない。野焼きをするときは、「ヒースと野焼きの規則」に従う（5ポイント /ha）。

UL17:「ムーア地における、無追加給餌」。追加給餌が必要とせず、放牧地の草を食むだけで十分に維持できる密度に家畜を保てば、過放牧とならず、野生生物にとって良好な状態にムーア地を保つことができる（4ポイント /ha）。

UL18:「丘陵地の草地やムーア地におけるウシの放牧」。ヒツジではなくウシを中心とした放牧をすると、草地の構造が多様となり、植物や無脊椎動物の種数も増え、いくつかの注意を要する農地鳥の利益となる。ウシによる草食みはワラビを抑制してヒースの成長をたすける（30ポイント /ha）（丘陵地での放牧はほぼヒツジになっており、ウシの放牧は著しく少なくなっていることがこのオプションの背景にある (Newton 2017)）。

UL22:「囲い込み粗放牧地の、鳥類のための管理」。耕起、施肥、播種をしてはならず、現状の家畜密度を保ち、ことに4月1日から6月終わりまでは最大でも0.4家畜単位 /haを保つ（35ポイント /ha）。

第2群の「ムーア地のへり」は、涉禽類やハジロウミバト (black grouse) の繁殖にとって重要な生育地であ

る。ここにはEL6「ムーア地での粗放放牧」、UL18「丘陵地の草地やムーア地におけるウシの放牧」、UL22「囲い込み粗放牧地の鳥類のための管理」の3つのオプションが含まれ、これらはすでに第1群で紹介した。

第3群は「採草地と囲い込み牧草地 (in-bye grassland) である。晩夏まで採草を遅らせることで多様な植物が開花する草地を誘導し、採草のさい刈り残す場所を作ることでチョウなどの無脊椎動物にとっての良い生育地をつくる。ここにはEL3、UL20、UL21、UL23の4つが含まれる。

EL3:「劣悪地における、投入量をとて少なくした永久草地」。厩肥の投入量を12.5トン/haまでに制限する。鳥の種類によって好む草の高さは異なるので、高さ7cm未満の場所が草地面積の20～80%を占めるようにする(逆に言えば、高さ7cmを越える場所が20～80%を占める)。このように管理された草地には多様な植物種が育ち、土壌の浸食や表層水も発生しない(60ポイント/ha)。

UL20:「乾草作り」。野生生物への効果を最大化するため、上に述べたEL3と同じ場所に配置しなくてはならない。乾草用の採草地は、サイレージ用の採草地と比べて、野草だけでなく、その野草と結びつく野生動物の多様性が高く、さらに景観の質も高い。採草は年1回晩夏に行う(60ポイント/ha)。

UL21:「採草地における無刈り取り帯状地」。無刈り取り地を設けることにより、無脊椎動物や鳥類、小動物にとっての生育地としての質を改善する。土手や壁、生垣の土手に接する1m幅の土地を刈り残す。もしくは草地の隅や草地の中に刈り残す場所を作る。涉禽類の営巣場所や採餌場所となる、草地内の湿った凹地を刈り残すのも良い。EF7の「甲虫土手」の草地版とも言える(250ポイント/ha帯状地面積)。

UL23:「丘陵地の草地における、鳥類のための管理」。応募にさいしてタゲリ、シギ、アカシギ、ダイシャクシギなどの涉禽類やノビタキ類やセンニュウ類などの重要な鳥類種が当該地もしくはその近くで繁殖していなくて

はならない。放牧のみが許され、4月1日から6月30日までは、放牧家畜を0.6家畜単位/haまでに制限する。鳥の種類によって好む草の高さは異なるので、高さ7cm未満の場所が草地面積の20から80%占めるようにする。施肥をしてはならない(37ポイント/ha)。

第4群は「自然成立した木立や小林地」であり、4つのオプションを含み、ここでは未紹介のUC5、UC22を紹介する

UC5:「小林地周囲のヒツジ柵の設置」。EC3が既設の柵の管理であったのに対して、新設するところが異なる。3ha未満の林地を対象で、少なくとも林地の50%の樹木が在来種よりなり、柵の完成後には林地の全周が柵で囲まれていることが必要である。柵は契約の1年目に完成させなくてはならないが、ポイントは2年目以降も同じ値が与えられる(50ポイント/100m)。

UC22:「林地からの家畜の排除」。林地とは上のUC5という小林地を指し、家畜の侵入を妨げる境界物を回復する。柵の新設が必要なときはUC5を、維持が必要なときはEC3を選択すること(75ポイント/ha)。

このほかのオプションであるEC3「林地の柵の維持」とEC4「林縁の管理」は、すでに目標4の「コウモリやヤマネの移動手段確保のための生育地管理」で紹介した。

目標8 「農地景観の保護と向上のための農地管理」

ここには2群のオプションがあり、第1群は「伝統的な境界と、歴史的な家畜の囲い」であり、第2群は「林地と樹木」である。

第1群にはEB3、EB6、EB7、EB10、EB11、EB14の6つと、丘陵地を対象とするUB4、UB5、UB11、UB12、UB13、UB15、UB16、UB17の8つのオプションが含まれる。ここでは、そのうち未紹介の9つのオプションを紹介する。

EB11:「石垣の保全と維持」。石垣の状態悪化を防ぐのが目的であり、年1回の視認による検査を行い、問題箇所の修復を行う。修復は地域の伝統的方法に従う(15ポイント/100m)。

UB4:「表面が石で覆われていて、生垣がある土手の両

側の管理（ムア地線以高）。

UB5：「表面が石で覆われていて、生垣がある土手の片側の管理（ムア地線以高）。いずれも石で覆われている土手の劣化を防ぎ、必要であれば地域の伝統的な方法で生じたギャップを修復する（UB4；24ポイント/100 m、UB5；12ポイント/100 m）。UB4は、低地でのEB4「表面が石で覆われていて、生垣のある土手の両側管理」と管理内容はまったく変わらないが、丘陵地であるためにポイント数が大きい（UB4；32ポイント/100 m、EB4；16ポイント/100 m）。

UB11：「石垣の保全と維持（ムア地線以高）。石垣を劣化から守る。EB11となすべき事は同じであるが、ポイント数はUB11のほうが大きい（UB11；32ポイント/100 m、EB11；15ポイント/100 m）。

UB12：「土手の両側管理（ムア地線以高）」とUB13：「土手の片側管理（ムア地線以高）」それぞれムア地線以低のオプションであるEB12（「土手の両側管理」）、EB13（「土手の片側管理」）と管理内容に違いはない。ただし、ここでもムア地線以高のほうが、ポイント数が大きい。このオプションでは劣化から土手を守り、必要であれば地域の伝統的な方法に従って修復する。ムア地線以高、以低にかかわらず、土手は、景観上重要で、歴史的な地物であり、地下には考古学的な遺物がしばしば埋まっている。丈の低い植物で覆われた土手は、無脊椎動物や、は虫類、鳥類、小型哺乳類の重要な生育地となる（UB12；18ポイント/100 m、UB13；9ポイント/100 m、EB12；14ポイント/100 m、EB13；7ポイント/100 m）。

次のUB15、UB16、UB17は復元に関するオプションである。

UB15：「表面が石で覆われていて、その上に生垣がある土手の復元」であり、石が失われていて土が崩れる恐れのあるところを有する既存の土手が対象である。復元のさい、基礎となっている石は相当古く設置したものであり、考古学的な価値があるので動かしてはならない。復元は地域に伝統的な方法で行う。復元なのでポイント数が大きい（55ポイント/m）。

UB16：「土手の復元」、UB17：「石垣の復元」。方法や注

意事項はUB15と変わらない（UB16；12.5ポイント/m、UB17；30ポイント/m）。

このほかのオプションでは、すでにEB6「側溝管理」、EB7「側溝の片側管理」、EB10「強化された生垣管理と側溝管理の組み合わせ」の3つを、目標2の「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生育地管理」で紹介した。EB3「景観と野生生物のための生垣管理」、EB14「生垣の回復」の2つは、目標4の「コウモリやヤマネの移動手段確保のための生育地管理」で紹介した。

第2群に含まれるオプションは、EC2、EC3、EC4、EC23、EC24、EC25の6つと、丘陵地を対象とするUC5、UC22の2つの計8オプションである。このうちEC2「草地内の樹木の保護」以外のオプションはすでに紹介した。

EC2：「草地内の樹木の保護」。樹木は孤立木を対象としている。もし4本以上の樹木が樹冠を接して並んでいるならば、6m緩衝帯のオプションを選ぶべきである。樹木は胸高直径（高さ1.2m、もしくは1.3m位置での直径のこと）が30cmを超えていなくてはならない。樹冠から2mまでの範囲を耕作してはならず、補助給餌をしたり機械を置く場所としたりしてはならない。特段の管理をせず、落ちてきた幹の一部や枝もそのままにしておく（11ポイント/樹木）。

このほかのオプションでは、すでにEC3「林地の柵の維持」、EC4「林縁の管理」、EC23「生垣に生育している幼木にタグをつけて成木の成立を図る」、EC24「耕地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」、EC25「草地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」を目標4の「コウモリやヤマネの（移動手段確保の）ための生育地管理」で紹介した。また、UC5「小林地周囲のヒンジ柵の設置」、UC22「林地からの家畜の排除」は目標7の「丘陵地における野生生物の生育地のための管理」で紹介した。

目標9 「歴史的環境のために自らの農地を管理する」

考古学的な遺物や伝統的な建造物、そしてこれらが存在する景観は、人類の歴史に関する唯一の証拠である。

歴史的地物は、人を引きつけるのに欠かせない多様性や魅力を農村にあたえる。低地においては、集約的な農業によってそのような歴史的地物が失われたが、丘陵地ではいまだに残っている。目標9はオプションが3つの群に分かれる。その

第1群は「耕地の地下にある考古物」、

第2群は「草地の地下にある考古物」、

第3群は「伝統的な農地建造物」、

である。

第1群は「耕地の地下にある考古物」であり、ED2とED3の2つのオプションを含む。

ED2:「耕地に現存する考古学的地物を、耕作から除外する」。考古学的地物を含む範囲を耕作から除外し、永久草地として管理する(460ポイント/ha)。

ED3:「考古学的地物のある耕地での、反転しない浅土耕作(最小耕作)」。考古学的地物を耕作から除外できないときに、このオプションを選ぶ。深さ10cmまでの耕作を許す。わだちをつけない。トウモロコシや根菜を栽培しない。作物を春まきするなら、前作の刈り株を2月14日まで残す(60ポイント/ha)。

第2群の「草地の地下にある考古物」には、ED4、ED5、UD13の3つのオプションが含まれる。

ED4:「考古学的地物の上にある低木の茂みの管理」。樹木は根が考古物を貫通したり、風で根こそぎになったり、穴を掘る動物を呼び寄せたり、家畜の避難所になったりして、考古物を傷つける。やぶが存在しているときは、やぶがそれ以上広がらないよう、家畜に草を食(は)ます。やぶを皆伐するときは、刈り株を抜いてはならない(120ポイント/ha)。

ED5:「草地にある考古学的地物の管理」。よく管理された永久草地が最も良い農業的管理なので、それを保つ。裸地化された場所を作らないために、家畜を寄せて踏み荒らさないよう、水飲み桶や塩場を設置しない(16ポイント/ha)。

UD13:「ムーア地にある考古学的地物を、目に見える状態に保つ」。もし考古学的地物の上にやぶがあるとき

は、上に紹介したED4に応募すること。植生を刈るときは3月1日から8月31日までを避ける。手刈りが必要になるかもしれない(53ポイント/地物)。

第3群は「伝統的な農場建造物」である。ED1とUD12の2つが含まれる。

ED1:「耐候性のある伝統的農場建造物」。住居は対象にしない。ふだんから点検して問題を把握すること。建造物が耐候性を保つために必要な、日常的な作業や修理をする。これを越える重大な修理は、高度レベルスチュワードシップにおいて行うことが適している(2ポイント/地上階面積 m^2)。

UD12:「離れた、耐候性のある伝統的農場建造物の管理」。農地が劣等地にあり、建造物が主要な農場の建物から少なくとも400m離れていて、かつ砂利舗装された公道からも少なくとも400m離れていることが必要である。管理はED1と同じであるが、ポイント数が大きい(4ポイント/地上階面積 m^2)。

目標10「清らかな水と健全な土壌のための農場管理」

土壌のタイプや景観、気候は変えられない。しかし土地利用や管理の方法は変えることができ、土壌浸食や表層水の発生を防ぐことができる。ここでのオプションは低地対象群と丘陵地対象群の二つに大きく分かれ、それぞれが「土壌浸食と表層水の原因の解消」、「土壌浸食と表層水の通路をなだらかにする」、「水域の保護」の3群に分かれる。まず低地を対象とするオプション群について紹介する。

低地の第1群「土壌浸食と表層水の原因の解消」には、EG1、EJ2、EJ10、EJ13の4つのオプションが含まれる。ここでは未紹介のEJ2とEJ10の二つを紹介する

EJ2:「土壌浸食を減らすためのトウモロコシ畑の管理」。10月1日までに収穫を終え、耕起した後ならさずにおき起伏の多い状態にしておくか、秋まき作物を播く、もしくはあらかじめイネ科牧草とクローバーを追いまきしておく。推奨量を超えるスラリーや厩肥を播かない(18ポイント/ha)。

EJ10:「土壌浸食と表層水を減らすためのトウモロコシ畑の高度管理」。EJ2「土壌浸食を減らすためのトウモロコシ畑の管理」の強化版である。トウモロコシの後に翌年春まき作物を播く場合に適用され、冬期の間、被覆作物を栽培して、土壌や土壌中に残る肥料成分が流亡することを防ぐ(94ポイント/ha)。

このほかのオプションである、EG1「春まき穀物への下層播種」、EJ13「冬期植被作物」は、すでに目標6の「ヤブウサギのための生育地管理」で紹介した。

第2群「土壌浸食と表層水の経路をなだらかにする」には、9つのオプションが含まれる。ここでは未紹介のEJ5、EK1、EK2、EK4の4つを紹介する。

EJ5:「土壌浸食と表層水の発生防止のために耕地内に設置した草地」。農場環境記録は入門レベルスチュワードシップに応募するさいに、義務としてすべての農業者が作成しなくてはならない。その農場環境記録に、土壌浸食や表層水が発生する危険性があると記載されている土地に適用され、耕地内に少なくとも幅が10mある草地を作る。作った草地に施肥をしてはならず、家畜に草を食ましてもいけない(454ポイント/ha)。

EK1:「草地の隅を管理から除外する」。毎年50kg/ha以上の窒素を与えている改良草地に適用される。個々の無管理パッチは面積を0.5ha以下とし、すでに隅が低木地となっている場合には適合しない。施肥をせず、5年に一度をこえて刈ってはならない。刈るときは鳥類の繁殖期を避ける(3月1日～8月31日)。家畜に食ましてもいけない(400ポイント/ha)。

EK2:「投入量を少なくした永久草地」。窒素の施肥量を毎年50kg/ha以内としなくてはならない。放牧、採草は4月1日から5月31日まで避けること。植物の開花を許し、より変化のある生育地を提供するために、高さ7cm未満の場所が草地面積の20から80%占めるようにする(85ポイント/ha)。

EK4:「イグサ牧草地の管理」。ムーア地線より低い土地で、劣悪地ではないところで応募が可能である。少なくとも全体の3分の1がイグサに覆われている草地が適

合する。湿性放牧地はタゲリ、ダイシャクシギ、アカアシシギ、タシギ(snipe)、オオジュリンにとって重要な生育地である。少ない肥料(厩肥12.5トン/ha以下)を保って草地を管理する。イグサが優占する場所は年1回刈る。ただし、ローテーションで、全体の3分の1未満ずつ分けて刈ること。3月15日から7月31日までは刈ってはならない(15ポイント/ha)。

このほかのオプションでは、すでにEB14「生垣の回復」を、目標4の「コウモリやヤマネの(移動手段確保)のための生育地管理」で紹介した。また、EF1「耕地の隅の管理」、EK3「投入量をとても少なくした永久草地」、EK21「マメ科と広葉草本が豊かな背の低い草地」の3つを、目標5の「チョウやハナバチ(などの昆虫)と(蜜源となる草本が多く、また昆虫を支える)脆弱な放牧地のための管理」で紹介した。EF7「甲虫土手」は目標6の「ヤブウサギのための生育地管理」で紹介した。

第3群「水域の保護」は4つのオプションを含み、ここでは未紹介のEE9、EE10の2つを紹介する。

EE9:「水系に隣接する耕地での6m緩衝帯」。EE1の「耕地での2m緩衝帯」、EE2の「耕地での4m緩衝帯」と同様に、緩衝帯を播種もしくは自然更新で造成し、無施肥で管理する。刈り払いは作物側については毎年刈り、残りの3mについては木本の侵入を防ぐためだけに刈り、頻度は2年に1回までとする(400ポイント/ha)。

EE10:「水系に隣接する集約草地での6m緩衝帯」。年100kg/haをこえる窒素が投入される草地が対象となる。肥料や厩肥を与えず、刈取頻度は2年に1度までとする。車の移動路や車が旋回する場所として日常的に用いてはならない(400ポイント/ha)。

残る二つのオプションは、EJ9「耕地の中を流れる水系への12m幅の緩衝帯」、EJ11「家畜が水系に近づくのを防ぐための柵の管理」を、すでに目標2の「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生育地管理」で紹介した。

次に丘陵地でのオプションの3群について紹介する。

丘陵地でもその3群は「土壌浸食と表層水の原因の解消」、「土壌浸食と表層水の通路をなだらかにする」、「水域の保護」に分かれる。

そのうちの第1群「土壌浸食と表層水の原因の解消」では、土壌の浸食の発生を避けるため、補助給餌を急な斜面や水系の近くに設置しないことが求められる。含まれるオプションは6つあり、ここでは未紹介のEL5の一つのみを紹介する。

EL5:「囲い込み粗放牧地 (rough grazing)」。粗放牧地は半自然植生が卓越し、排水や再播種、定期的な耕作がなされてこなかった草地である。このオプションのもとでは、泥炭地や湧水地、ぬかるみなどの滞水した場所を破壊しないようにする。草地の排水をしてはならない。施肥や補助給餌をしない。ワラビや外来のツツジが拡がらないように対策をとる (35 ポイント /ha)。

このほかのオプション5つのうち、4つをすでに目標7の「丘陵地における野生生物の生育地のための管理」で紹介した。それらはEL6「ムーア地での粗放牧」、UL17「ムーア地における、無追加給餌」、UL22「囲い込み粗放牧地の、鳥類のための管理」、UL23「丘陵地の草地における、鳥類のための管理」である。さらに目標8の「農地景観の保護と向上のための農地管理」でUC22「林地からの家畜の排除」を紹介した。

第2群「土壌浸食と表層水の通路をなだらかにする」には5つのオプションが含まれ、ここでは未紹介のEE6、EL1の2つを紹介する。

EE6:「集約的草地での6m緩衝帯」。採草地の場合は最終刈りに合わせて年1回刈る。肥料や厩肥を与えない (400 ポイント /ha)。

EL1:「劣悪地における草地の隅を管理から除外する」。これは同じ目標10にあり、すでに低地対象オプションの第2群で紹介したEK1「草地の隅を管理から除外する」の劣悪地版であり、すべき管理に変わりはない。ただポイント数はEL1の方が小さく、EK1が400ポイント/haであるのに対して、EL1はその4分の1の100ポイント/haである。劣悪地のポイント数が小さいのは、劣悪

地ではもともと粗放的な農業が営まれていて、草地の隅を管理から除外したときの逸失利益が小さいからである。

このほかのオプションであるEB14「生育地の回復」は、目標4の「コウモリやヤマネの(移動手段確保の)ための生育地管理」ですでに説明した。また目標5の「チョウやハナバチと脆弱な放牧地のための管理」でEF1「耕地の隅の管理」を説明し、目標10の低地の第2群でEJ5「土壌浸食と表層水の防止のために耕地内に設置した草地」を紹介した。

第3群「水域の保護」には7つのオプションが含まれ、ここでは未紹介のEL4、UJ3、UJ12を説明する。

EL4:「劣悪地におけるイグサ放牧地の管理」。同じ目標10の低地のオプションですでに説明したEK4「イグサ放牧地の管理」とすべき管理は同じである。EK4のポイントが150/haなのに対して、EL4は60/haと小さい。

UJ3:「水系にそった支柱と柵」。劣悪地にのみ適用され、すべきことは柵を契約年の開始年内に新設することである。既設の柵の管理はEJ11「家畜が水系に近づくのを防ぐ柵の管理」である。柵の造成が終わっても支払いは5年間続く (50 ポイント /100 m)。

UJ12:「小川、河川、湖沼の近くからの家畜の冬期排除」。ムーア地より低地にある劣等地に適用される。このオプションでは、12月1日から3月15日までのあいだ、農地に家畜を入れてはならず、また化学肥料や厩肥を播いてはならない (35 ポイント /ha)。

このほかのオプションでは、すでに目標2の「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生育地管理」でEJ11「家畜が水系に近づくのを防ぐための柵の管理」を説明した。さらに目標3の「耕地植物のための生育地管理」でEL3「劣悪地における投入量をとっても少なくした永久草地」を紹介し、同じ目標10の低地の第3群でEE9「水系に隣接する耕地での6m緩衝帯」とEE10「水系に隣接する集約草地での6m緩衝帯」を紹介した。

目標11「気候変動に焦点をあてた農地の管理」

目標 11 は、温室効果ガスの放出を減らし、土壌や植生に蓄えられた炭素を保全する。また野生動物が気候変動に適応できるように、多様な生育地を確保する。生息地が多様であれば、気候が変動してもそれぞれの種が自らに適した生育地を見つけることができるからである。

土壌中の有機物を増やし土壌の流亡を防ぐことは、水質の向上につながるだけでなく、土壌中の有機物が失われることも防ぐ。イギリスの陸上炭素貯蔵量の 95% が土壌中にあるとの推測もある。入門レベルスチュワードシップにおいて永久草地での低投入管理、土壌浸食防止、有機炭素含有レベルの向上は大いに有効である。樹木はその成長期に炭酸ガスの吸収源となり、成木になると炭素貯蓄の役割を果たす。樹木は、予測される温暖化のもとで、乾燥した夏期に日陰と避難所を提供する。野生動物が気候変動に適応するために必要な多様な生育地を、生垣や池、林地に緩衝帯を設け、農地の隅を無管理にすることで作り出す。目標 11 で気候変動が問題とされたのは、EU では環境目標に気候変動がとくに重視されていることと関係する。

目標 11 を達成するためのオプションは 30 ある。そのなかに目標 11 独自のオプションはなく、すべて目標 1 から 10 までで説明した。これらのオプションのそれを説明した場所とタイトルは以下のとおりである。まず目標 2 の「ミズハタネズミ、トンボ、イモリ、カエルのための生育地管理」において EE7 「改良永年草地の中にある池にたいする緩衝帯」、EE8 「耕地の中にある池にたいする緩衝帯」、EJ2 「土壌浸食を減らすためのトウモロコシ畑の管理」、EJ9 「耕地の中を流れる水系への 12 m 幅の緩衝帯」の 4 つのオプションを紹介した。また EK21 「マメ科と広葉草本が豊かな背の低い草地」を目標 3 の「耕地植物のための生育地管理」において、EB3 「景観と野生生物のための生垣管理」、EB10 「強化された生垣管理と側溝管理の組み合わせ」、EB14 「生垣の回復」、EC4 「林縁の管理」、EC23 「生垣に生育している幼木にタグをつけて成木の成立を図る」、EC24 「耕地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」、EC25 「草地にある生垣に生育する成木にたいする緩衝帯」の 7 つを目標 4 の「コ

ウモリやヤマネの（移動手手段確保の）ための生育地管理」において紹介した。さらに目標 5 の「チョウやハナバチと脆弱な放牧地のための管理」において、EF1 「耕地の隅の管理」、EK3 「投入量をとっても少なくした永久草地」を、EE9 「水系に隣接する耕地での 6 m 緩衝帯」、EE10 「水系に隣接する集約草地での 6 m 緩衝帯」、EF7 「甲虫土手」、EG1 「春まき穀物への下層播種」、EJ13 「冬期植被作物」のこれら 7 つも目標 6 の「ヤブウサギのための生育地管理」において紹介した。さらに EL3 「劣悪地における、投入量をとっても少なくした永久草地」、UC5 「小林地周囲のヒツジ柵の設置」を目標 7 の「丘陵地における野生生物の生育地のための管理」において、ED2 「耕地に現存する考古学的地物を耕作から除外する」、ED3 「考古学的地物のある耕地での、反転しない浅土耕作」を目標 9 の「歴史的環境のための農地管理」において紹介した。EJ5 「土壌浸食と表層水の防止のために耕地内に設置した草地」、EJ10 「土壌浸食と表層水を減らすためのトウモロコシ畑の高度管理」、EK1 「草地の隅を管理から除外する」、EK4 「イグサ牧草地の管理」、EL1 「劣悪地における草地の隅を管理から除外する」、EL4 「劣悪地におけるイグサ放牧地の管理」は目標 10 の「清らかな水と健全な土壌のための農地管理」において紹介した。

以上で、入門スチュワードシップで新たに設けられた 10 の目標について説明した。

表3. 入門スチュワードシップの項目.

+V4は第1版(2005年)になく、第4版(2012年)にある項目、-V4はその逆。ポイント欄の括弧内は第1版時の値

履歴	コード	項目	ユニット	ポイント
ELSに関する義務的項目				
+V4	EA1	農場環境記録	ha	1
ELSに関する項目				
B 境界特徴物に対する項目				
	EB1	景観のための生垣管理(生垣の両側)	100m	16 (22)
	EB2	景観のための生垣管理(生垣の片側)	100m	8 (11)
	EB3	景観と野生動物のための生垣管理	100m	42
	EB4	表面が石で覆われていて生垣のある土手の両側管理	100m	16
	EB5	表面が石で覆われていて生垣のある土手の片側管理	100m	8
	EB6	側溝管理	100m	24
	EB7	側溝の片側管理	100m	8
	EB8	生垣管理(EB1)と側溝管理の組み合わせ	100m	38
	EB9	生垣管理(EB2)と側溝管理の組み合わせ	100m	26
	EB10	強化された生垣管理(EB3)と側溝管理の組み合わせ	100m	56
	EB11	石垣の保全と維持	100m	15
+V4	EB12	土手の両側管理	100m	14
+V4	EB13	土手の片側管理	100m	7
+V4	EB14	生垣の回復	m	10
C 樹木と林地の項目				
	EC1	耕地内の樹木の保護	樹木	16 (12)
	EC2	草地内の樹木の保護	樹木	11 (8)
	EC3	林地の柵の維持	100m	4
	EC4	林縁の管理	ha	380
+V4	EC23	生垣中の幼木にタグを付けて、成木の成立を図る	樹木	1
+V4	EC24	耕地にある生垣に生育する成木に対する緩衝帯	ha	400
+V4	EC25	草地にある生垣に生育する成木に対する緩衝帯	ha	400
D 歴史的な特徴物と景観特徴物の項目				
	ED1	耐候性のある伝統的農場建造物の維持	m ²	2
	ED2	耕地に現存する考古学的地物を耕作から除外する	ha	460
	ED3	考古学的地物のある耕地での、反転しない浅土耕作(最小耕作)	ha	60
	ED4	考古学的地物の上にある低木の茂みの管理	ha	120
	ED5	草地にある考古学的地物の管理	ha	16
緩衝帯と畑への項目				
	EE1	耕作地での 2m 緩衝帯	ha	255 (300)
	EE2	耕作地での 4m 緩衝帯	ha	340 (400)

	EE3	耕作地での 6m 緩衝帯	ha	343 (400)
	EE4	集約的草地での 2m 緩衝帯	ha	255 (400)
	EE5	集約的草地での 4m 緩衝帯	ha	340 (400)
	EE6	集約的草地での 6m 緩衝帯	ha	340 (400)
	EE7	改良永年草地の中にある池の緩衝帯	ha	400
	EE8	耕地の中にある池の緩衝帯	ha	400
+V4	EE9	水系に隣接する耕作地での 6m 緩衝帯	ha	400
+V4	EE10	水系に隣接する集約草地での 6m 緩衝帯	ha	400
+V4	EE12	耕地の隅や耕地の緩衝帯への野生蜜源草本の付加	ha	63
F 耕作地の項目				
	EF1	耕地の隅の管理	ha	400
	EF2	野鳥種子混合※	ha	450
-V4	EF3	耕作除外地での野鳥種子混合	ha	85
	EF4	蜜源花混合	ha	450
-V4	EF5	耕作除外地での花粉源・蜜源花混合	ha	85
	EF6	越冬刈り株地	ha	120
	EF7	甲虫用土手	ha	580
	EF8	ヒバリプロット	プロット	5
	EF9	穀物畑内の保護枕地	ha	100
	EF10	鳥や稀少な植物のための、収穫しない枕地	ha	330
	EF11	稀少植物のための、耕された作付けをしない耕地の縁	ha	400
+V4	EF13	地上営巣性鳥類のための、耕された作付けをしない耕地	ha	360
+V4	EF15	枯草剤を減らした穀物栽培とその後の越冬刈り株	ha	195
+V4	EF22	期間延長された越冬切り株	ha	410
+V4	EF23	農地鳥にたいする冬期の補助給餌	トン	630
G 多様な作物種の栽培を奨励する項目				
	EG1	春まき穀物への下層播種	ha	200
-V4	EG2	草地での野鳥種子混合	ha	450
-V4	EG3	草地での花粉源・蜜源花種子混合	ha	450
	EG4	ホールクroppサイレージ用の穀物栽培とその後の越冬刈り株	ha	230
-V4	EG5	アブラナ属飼料作物栽培後の越冬刈り株	ha	90
J 土壌（と水）の保護の項目				
-V4	EJ1	浸食の危険性が高い耕作地の管理	ha	18
	EJ2	土壌浸食を減らすためのトウモロコシ畑の管理	ha	18
+V4	EJ5	土壌浸食と表層水の防止のために耕地内に設置した草地	ha	454
+V4	EJ9	耕作地における小川に対する 12m 幅の緩衝帯	ha	400
+V4	EJ10	土壌浸食と表層水を減らすためのトウモロコシ畑の高度管理	ha	94
+V4	EJ11	家畜が水系に近づくのを防ぐ柵の管理	100m	4
+V4	EJ13	冬期植被作物	ha	65

K 強劣悪地(SDA 地)外の低地草地の項目			
EK1	草地の隅を管理から外す	ha	400
EK2	投入量を少なくした永久草地	ha	85
EK3	投入量をとても少なくした永久草地	ha	150
EK4	イグサ牧草地の管理	ha	150
EK5	混合家畜飼育	ha	8
+V4	EK20 冬期における鳥の餌としてのライグラス種子セット	ha	80
+V4	EK21 マメ科と広葉草本が豊かな背の低い草地	ha	200
L 強劣悪地(SDAs)にある草地とムーア地の項目			
EL1	劣悪地における草地の隅を管理から除外する	ha	100
EL2	劣悪地における投入量を少なくした永久草地	ha	35
EL3	劣悪地における、投入量をとても少なくした永久草地	ha	60
EL4	劣悪地におけるイグサ放牧地の管理	ha	60
EL5	囲いこみ粗放牧	ha	35
EL6	ムーア地での粗放牧	ha	5
-V4	管理計画項目		
-V4	EM1 土壌管理計画	ha	3
-V4	EM2 栄養素管理計画	ha	2
-V4	EM3 有機質肥料管理計画	ha	2
-V4	EM4 作物保護管理計画	ha	2
高地入門スチュワードシップの項目（第1版時には存在せず）			
高地 ELS における条件不利地に関する義務的項目			
+V4	UX1 ムーア地における共有地と共用放牧地にたいする要請	ha	5(£/ha)
+V4	UX2 高地の牧草地と耕地にたいする要請	ha	11
+V4	UX3 ムーア地における要請	ha	15
UB 高地における境界特徴物に関する項目			
+V4	UB4 表面が石で覆われていて、生垣のある土手の両側の管理（ムーア地線以高）	100m	24
+V4	UB5 表面が石で覆われていて、生垣のある土手の片側の管理（ムーア地線以高）	100m	12
+V4	UB11 石垣の保全と維持（ムーア地線以高）	100m	32
+V4	UB12 土手の両側管理（ムーア地線以高）	100m	18
+V4	UB13 土手の片側管理（ムーア地線以高）	100m	9
+V4	UB15 表面が石で覆われていて、生垣のある土手の復元	m	55
+V4	UB16 土手の復元	m	12.5
+V4	UB17 石垣の復元	m	30
UC 高地における樹木と林地に関する項目			
+V4	UC5 小林地周囲の羊柵の設置	100m	50
+V4	UC22 林地からの家畜の排除	ha	75

UD 高地における歴史的特徴物と景観特徴物の項目				
+V4	UD12	離れた、耐候性のある伝統的農場建造物の管理	m ²	4
+V4	UD13	ムーア地にある考古学的地物を目に見える状態に保つ	地物	53
UJ 高地における土壌（と水）の保護の項目				
+V4	UJ3	水系にそった支柱と柵	100m	50
+V4	UJ12	小川、河川、湖沼近くからの家畜の冬期排除	ha	35
UL 高地にある草地とムーア地の項目				
+V4	UL17	ムーア地における無追加給餌	ha	4
+V4	UL18	高地の草地やムーア地における牛の放牧	ha	30
+V4	UL20	乾草作り	ha	60
+V4	UL21	採草地における無刈り取り帯状地	ha	250
+V4	UL22	囲い込み粗放牧地の、鳥類のための管理	ha	35
+V4	UL23	高地の草地における、鳥類のための管理	ha	37

11. 2 付録2 イングランドの田園ステュワードシップ (2014年) における改革

11. 2. 1 改革の概要

2014年の改革では環境ステュワードシップ (Environmental Stewardship) に代わって、田園ステュワードシップ (Countryside Stewardship) が始まった (募集 2015年、開始 2016年)。名称が環境ステュワードシップ以前に戻ったことになる。あらたな田園ステュワードシップは中層ステュワードシップ (以下、Mid Tier) と高層ステュワードシップ (以下、Higher Tier) の2層からなる。環境ステュワードシップが入門レベルと高度レベルステュワードシップの2層からなっていたのと同じである。Mid Tierの目的は、

- (1) 地域の野生生物に資する農地管理をする、
 - (2) 地域で優先されるべき生育地を支える、
 - (3) 地域における氾濫の危機を管理する (土壌浸食の抑制や水質の改善)、
 - (4) 認証基準を満たす有機農業への転換や土地管理を推進する、
 - (5) 景観要素となる地物 (feature) の管理と維持
- である。

一方、Higher Tierは高度レベルステュワードシップをおおむねそのまま引き継いでいる。Higher Tierでは、

当該農地が環境や生物多様性において関心の持たれる地域に存在することが採用において優先され、申請の目標が明示されていることが求められる。取り組む作業もより複雑かつ高度になる。Defra 担当者のアドバイスを受けねばならず、一対一の綿密な話し合いによって内容が決まる。そこではMid Tierのオプションはすべて選択できるものの、明示された申請の目標や地域の環境目標によりあうように調整される。和泉 (2018) に、Mid TierやHigher Tierを含めて、田園ステュワードシップ全体についての詳しい解説があるので、それも参考にされたい。

Mid Tierは大きな変更が加えられたので、変更点についてさらに説明する。Mid Tierは、その中間という名称が示すように入門ステュワードシップ (以下、ELS) よりもさらに高度な内容になっている。加えられた変更点の第一は、審査があることであり、それを通らないと参加が許されない。Natural England (Natural England 2016) は、Mid Tierを競争的であるとしている。ただしここには二つの例外がある。有機農業にかんする範疇での申請と、少数の限られたオプション群からオプションを選ぶWildlife Offerと呼ばれる範疇での申請であり、これらは無審査で参加できる。変更点の第二は、Mid Tierでは採用するオプションによって支払いが異なるこ

とである。ELSでは1ヘクタールあたり30ポンドの支払いを均一に受けることになっていたが、Mid Tierでは採用したオプションの数、種類によって異なる支払いを受けることになる。これにより申請者は上限なくオプションを選べるようになった。変更の第三は、イングランドを159に分ける地域区分がMid Tierにも導入されたことである。地域区分はすでに高度レベルスチュワードシップには存在していたが、それがMid Tierにも適用されることになる。変更の第四は、農業者のグループ化を推奨していることである。ELSでは、申請する農業者は近隣の農業者と無関係に申請を行っていた。このため選ばれるオプションがばらばらで景観レベルでの効果が得られないばかりか、互いに効果が打ち消し合う可能性すらあった(Newton 2017)。グループ化が推奨されていることは、8.5で紹介したスイスの農業環境事業でも紹介した。

Mid Tierでは審査により上位の評点をえたものが採用される。審査の導入は、スチュワードシップの効果を高めたい行政側の意図に沿った申請の評点を高くしたり、効果の期待されるオプション群での申請を無審査にしたりすることで好ましい申請を採用し、入門レベルスチュワードシップ(Entry Level Stewardship)にみられた実行オプションが偏る問題の改善を図ろうとするものである。そのうち行政側の意図に則った、審査において高い評点をえられる申請は、次の4つである。

- (1) 申請にさいして、地域の環境目標にそったオプションを選んでいる。
- (2) 野生ポリネーターと農地の野生生物パッケージ(Wild Pollinator and Farm Wildlife package, 以下WPFWPパッケージ)によって申請している。
- (3) 共同で地域の環境目標にとりくむ、Facilitation Groupと呼ばれる地域グループの1員になっている。
- (4) 望ましい水・空気・土壌環境を作り出す農業を行うためのアドバイス(Catchment Sensitive Farming advice)を正式に受けている。

また、審査を必要としない申請は、次の2つである。

- (1) 有機農業のオプションを選び、有機農業の申請をする。

- (2) Wildlife Offerによる申請をする。

以下に、Mid Tierの特徴ともなっている、審査において高い評点をえられる申請と、審査を必要としない申請の内容を説明する。

11. 2. 2 高い評点が与えられる4種類の申請

1) 地域の環境目標をターゲットにしたオプション

農場が属する地区の環境目標(Countryside Stewardship Statement of Priority)に沿った申請であれば、より高い評点が与えられる。イングランド全体を159の地区に分け、それぞれの地区の目標が掲げられていて、農地が存在する地区がどのような目標を持つかネット上で検索できる。たとえばケンブリッジシャー県のフェン湿地地区では、維持もしくは回復すべき重要な生育地、重要な生物種(24種)、この地で繁殖する涉禽類(4種)、農地における希少な植物、水系、植林、景観について地域が重視する項目が挙げられている。

2) 野生ポリネーターと野生生物パッケージ(WPFWPパッケージ)による申請

WPFWPパッケージには営農形態にかんして耕地農業(arable farm)、畜産農業(pastoral farm)、混合農業(mixed farm)の3区分があり、それぞれに選択すべきオプションが異なる。ここでのオプションは、中層スチュワードシップにある一般のオプションのうちから、生物多様性や環境の保全・向上に高い効果が期待されるものが選ばれているのであって、WPFWPのために新たに設けられたものではない。ここには、満たされるべき最小面積があり、耕地と混合農業は選択したオプションが占める面積が申請農地の3%以上を、畜産農業は2.5%以上を占めなくてはならない。

耕地、畜産、混合の3区分ともいくつかのオプション群があり、それぞれのオプション群から少なくとも1つのオプションを選ばなくてはならない。

営農形態の3区分のうち、耕地農業には3つのオプション群がある。そのうち野生ポリネーターと農地鳥に

とって重要なものとして、第1群「花蜜と花粉源、昆虫の多い鳥類のための餌場」と第2群「種子食鳥のための冬季給餌」があり、前者に「蜜源植物混合」(4種以上の蜜源植物の種子を撒き、群落を成立させる))などの5つのオプションが、後者に「種子食鳥のための冬季給餌」や「強化された越冬刈り株」などの3つのオプションが含まれる。さらに、第3群「その他」として「生垣」などの3つのオプションがある。

畜産農業には、野生ポリネーターと農地鳥にとって重要なものとして第1群「花蜜と花粉源、昆虫の多い鳥類のための餌場」と第2群「営巣と休眠のための隠れ場所」、第3群「生垣」があり、それぞれに1つのオプションを含む。さらに、その他として第4群に3オプションがある。

混合農業には、野生ポリネーターと農地鳥にとって重要なものとして、第1群「花蜜と花粉源、昆虫の多い鳥類のための餌場」に8つのオプションが、第2群に「種子食鳥のための冬季給餌」に6つのオプションがふくまれる。さらに、その他として第3群に2つのオプションがある。

3) 共同で地域の環境目標にとりくむ、地域グループの1員である農業者の申請

田園ステュワードシップでは、地域グループを作り、地域環境目標に見合ったオプションやこれに相補的なオプションを地域で広く採用することを推奨していて、地域グループの一員である事を優先するのは、このことを反映している。地域グループの1例を紹介すると、Wharfedale というグループは氾濫の管理を通じて、生物多様性の向上、歴史的景観の保護、湿地管理、水質改善をめざす。参加する16の農業者が所有する6456ヘクタールの土地が対象となる。

4) 望ましい水・空気・土壌環境を作り出す農業を行うためのアドバイスを受けている

アドバイスを受けるには、アドバイス担当事務所に、望ましい水・空気・土壌環境を作り出す農業を行う意志を持ったうえで申しこまねばならない。アドバイス担当事務所は申請者の農地や農業のそれぞれに適した個別のアドバイスを行う。

11. 2. 3 無審査で採用される申請

1) 有機農業

無審査で採用される申請の二つの種類のうち、有機農業関係の申請は、有機農業そのものが推奨されていることを反映している。有機農産物への需要は高まっているが、イングランドにおける有機農地は減少している(和泉 2018)。

2) Wildlife offer

Wildlife offer は一種の簡易申請であり、これにもとづいて申請すれば、審査を受けることなく受け入れられる。始めからあったわけでは無く、2019年に発行された田園ステュワードシップの第2版から新たに導入された。WPFWP パッケージと Wildlife offer とは、提供されているオプションに共通するものが多い。WPFWP パッケージとの違いは、WPFWP パッケージではパッケージ以外のオプションも合わせて選ぶことが可能なのに対して、Wildlife offer では選択できるオプションがここで提供されている群に限られる点である。Wildlife offer は選択可能なオプションが Mid Tier の目的にそって、しかも農業者にとって申請が簡単なので、審査する側の事務量を増やすことなく制度への参加者を増やすことができる。

Wildlife offer には、耕地 offer、低地放牧 offer、混合農業 offer、丘陵地 offer の4群がある点で3群であった WPFWP とは異なる。4群となったのは WPFWP パッケージにあった畜産関係が、低地放牧農業と丘陵地農業の2つに分けられたためである。

畜産関係の2群のうちの丘陵地農業での申請は強度条件不利域地 (Severely Disadvantage Area) に農地がなくはならず、そこでの経営はほとんどがヒツジの放牧である。丘陵地農業での農業は、補助金がなくては経営が成り立たず、他産業や低地の農業者よりも収入が低いので、過疎化がつねに問題となっている。丘陵地で農業者が農業を続けるのは、そこでの農業を気に入っているためであり、経済的な理由であれば農業を続けていないと言われている (Newton 2017)。このために、丘陵地をとくに項立てすることで、参入しやすくしたものと思われる。

Wildlife offerにおけるこの他の offer である耕地 offer、低地放牧 offer、混合農業 offer のオプション群の名称は、WPFWP パッケージにおける耕地農業、畜産農業、混合農業と同じであるが、一般に WPFWP パッケージと比べて提供されているオプションの数が少ない。申請者は各群より少なくとも1つのオプションを選ばなくてはならない。選択したオプションが農地に占めるべき最小面積がここにも存在し、耕地農業、混合農業にかんしては申請農地の3%であり、WPFWP パッケージと変わらない。しかし低地放牧農業では2%と WPFWP パッケージの畜産農業の2.5%よりも小さい。丘陵農業地には面積規定がないようである。

最後に、耕地 offer で選べるオプションを紹介する。WPFWP パッケージと同様に3つの群がある。そのうち第1群「花蜜と花粉源、昆虫の多い鳥類のための餌場」には「蜜源植物混合」(4種以上の蜜源植物の種子を撒き、群落を成立させる)、「花の豊富な畑の端と区」(前者との違いは蜜源植物以外のイネ科も播けることで、鳥類が餌とする

昆虫が期待できる)、「マメ科と広葉草本の多い丈の短い草地」がある。第2群「種子食鳥のための冬季給餌」にあるのは「冬期鳥類種子餌」(冬期に種子を結実もしくは保持する草本種子をまき、その群落を維持する)のみである。第3群の「その他」には8つのオプションが含まれ、それらは「ヒバリ区」(作付けされた農地内に作付けしない小区を作る)、「タゲリと stone curlew (イシチドリ)の営巣地」、「強化された越冬刈り株」(刈り株を放置し、鳥類の繁殖期が終わるまで鋤き起こさない)、「耕起するが作付けしない」(農地植物や昆虫、鳥類を利する)、「農地鳥のための冬期給餌」、「4-6m幅の耕地緩衝帯」(イネ科を中心とした群落を造成し、農薬を撒かない)、「農地内の池や溝への緩衝帯」、「生垣管理」である。

11.3 イングランドの高度レベルシュワードシップ 第4版におけるオプション

高度レベルシュワードシップ第4版におけるオプションを表4に示すことで紹介に代える。

表4 高度レベルシュワードシップ オプション一覧

コード	項目	支払い	単位
境界特徴物に関するオプション群			
HB11	環境価値の非常に高い生け垣管理 (両面)	£ 54	100m
HB12	環境価値の非常に高い生け垣管理 (片面)	£ 27	100m
HB14	環境価値が非常に高い側溝の管理	£ 36	100m
樹木、森林地、雑木林に関するオプション群			
HC5	耕作地内の古木	£ 25	本
HC6	集約管理された草地内の古木	£ 25	本
HC12	wood pasture (森林牧草地) と parkland (大庭園)の維持	£ 180	ha
HC13	wood pasture (森林牧草地) と parkland (大庭園)の再生	£ 180	ha
HC14	wood pasture (森林牧草地) の創出	£ 180	ha
HC7	林地の維持	£ 100	ha
HC8	林地の再生	£ 100	ha
HC9	条件の厳しい地域での森林地の創出	£ 200	ha
HC10	条件の厳しい地域以外での森林地の創出	£ 315	ha
HC15	遷移途中にある場所と雑木林の維持	£ 100	ha

HC16	遷移途中にある場所と雑木林の再生	£ 100	ha
HC17	遷移途中にある場所と雑木林の創出	£ 100	ha
補足オプション			
HC11	森林地での家畜排除補足オプション 果樹園に関するオプション	£ 100	ha
HC18	高い価値のある伝統的果樹園の維持	£ 250	ha
HC20	伝統的果樹園の再生	£ 250	ha
HC19	生産をしている伝統的な果樹園の維持	£ 95	ha
HC21	伝統的な果樹園の創出	£ 190	ha
歴史的、景観的特徴物に関するオプション群			
HD6	直播すじまき栽培 (direct drilling) による作物の創出 (非輪換地)	£ 70	ha
HD7	天然更新による、耕作地から草地への復帰	£ 500	ha
HD8	遺物を保護するための高水位の維持	£ 240	ha
HD9	設計された (designed)、もしくは土木工事によって作られた (engineered) 水域の維持	£ 295	ha
HD10	伝統的な湿地牧草地の維持	£ 350	ha
HD11	伝統的な湿地牧草地の再生	£ 350	ha
耕作地に関するオプション群			
HE10	植物相が強化されたイネ科草本緩衝帯 (非輪換)	£ 485	ha
HF12	強化された野鳥種子混合小区 (輪換、もしくは非輪換)	£ 475	ha
HF14	収穫をしない、無施肥保護枕地	£ 440	ha
HF20	耕作地植物のための、耕起された休耕地小区、もしくは畑の縁 (輪換または非輪換)	£ 440	ha
HG5	アブラナ属飼料植物の栽培、その後越冬刈り株地とする	£ 90	ha
HG6	耕作地のモザイクを保持、再生するための、飼料用作物管理	£ 150	ha
HG7	耕作地のモザイクを保持、または再生するための、低投入による春穀物栽培	£ 250	ha
土壌と水質を保護するためのオプション群			
HJ3	土壌浸食や地表水流出を防ぐための、耕作地から無施肥草地への転換	£ 280	ha
HJ4	土壌浸食や地表水流出を防ぐための、肥料低施肥草地への転換	£ 210	ha

HJ6	集約的に管理された改良草地からの、土壌浸食もしくは地層水流出の防止	£ 280	ha
HJ7	肥料投入を制限しない草地での、季節による家畜の移動	£ 40	ha
補足オプション			
HJ8	無化学肥料施肥補足オプション	£ 55	ha
草地へのオプション群			
種数の多い (species rich)、半自然草地			
HK6	種数の多い、半自然草地の維持	£ 200	ha
HK7	種数の多い、半自然草地の再生	£ 200	ha
HK8	種数の多い、半自然草地の創出	£ 280	ha
渉禽類 (ツル・サギ・シギ・チドリなど) と猟鳥 (ガン・カモ類) に対する湿性草地の管理			
HK9	繁殖期にある渉禽のための、湿性草地の維持管理	£ 335	ha
HK10	越冬する渉禽と猟鳥のための、湿性草地の維持管理	£ 255	ha
HK11	繁殖期にある渉禽のための湿性草地の再生	£ 335	ha
HK12	越冬する渉禽と猟鳥のための湿性草地の再生	£ 255	ha
HK13	繁殖期にある渉禽のための、湿性草地の創出	£ 355	ha
HK14	越冬する渉禽と猟鳥のための、湿性草地の創出	£ 285	ha
目標特徴物に対する草地の管理			
HK15	目標特徴物のための草地の維持	£ 130	ha
HK16	目標特徴物のための草地の再生	£ 130	ha
HK17	目標特徴物のための草地の創出	£ 210	ha
緩衝帯			
HE11	集約草地上における目標種のための強化された緩衝帯	£ 590	ha
補足オプション			
HK18	干し草作り補足オプション	£ 75	ha
HK19	水位上昇補足オプション	£ 80	ha
HQ13	氾濫草地補足オプション	£ 85	ha
湿地及び高地の天然牧草地に関するオプション群			
HL9	湿原の維持	£ 40	ha
HL10	湿原の復元	£ 40	ha
HL11	高地におけるヒース荒野の創生	£ 60	ha
HL7	鳥類のための粗放天然放牧地 (rough grazing) の維持	£ 80	ha
HL8	鳥類のための粗放天然放牧地 (rough grazing) の復元	£ 80	ha
補足オプション			

HL12	ヘザー (ギョリュウモドキ)、ハリエニシダ、イネ 科植物の管理のための野焼きや刈取り、打ち付け (swipe) による追加	£ 7	ha
HL13	ヘザー荒野 (moorland) の再湿化補足	£ 10	ha
HL15	季節的な家畜の排除に関する補足	£ 10	ha
私有地への立ち入り (access) に関するオプション群			
HN1	線状の立ち入り地および面的立ち入り地—基本報酬	£ 350	協定/年
HN2	面的立ち入り許可	£ 41	ha
線的立ち入り許可			
HN3	歩道立ち入り許可	£ 45	100m
HN4	任意の乗馬道/自転車用道への立ち入り許可	£ 90	100m
HN6	「田園と交通の権利法」 (Countryside and Rights of Way (CRoW) Act) による立ち入りにあわせた自 転車や馬に乗る人のための上級変更 (アップグレード)	£ 90	100m
HN5	移動に制限のある人々のための立ち入り権	£ 100	100m
HN7	「田園と通行権法」による立ち入りの、移動に制限 のある人々にあわせた上位変更 (アップグレード)	£ 105	100m
教育目的の立ち入り			
HN8	教育目的の立ち入り (educational access) —基本報酬	£ 500	協定/年
HN9	教育目的の立ち入り—訪問あたりの報酬	£ 100	訪問
低地のヒース荒野に関するオプション群			
HO1	低地ヒース荒野の維持	£ 200	ha
HO2	低地ヒース荒野の復元に関するオプション	£ 200	ha
HO3	森林地域から低地ヒース荒野への復元	£ 200	ha
HO4	耕作地や改良した草地からの低地ヒース荒野の創生	£ 450	ha
HO5	鉱物採掘跡地でのヒース荒野の創生	£ 150	ha
潮間帯と海洋沿岸帯についてのオプション群			
砂丘と、植生のある砂利浜			
HP1	砂丘の維持	£ 140	ha
HP2	砂丘の復元	£ 140	ha
HP3	耕作地からの、海洋性沿岸植生を持つ砂利浜や砂丘の創生	£ 320	ha
HP4	草地からの、海洋性沿岸植生を持つ砂利浜や砂丘の創生	£ 200	ha
塩湿地や干潟、塩性潟 (塩性ラグーン)			
HP5	沿岸塩性湿地の維持	£ 30	ha
HP6	沿岸塩性湿地の復元	£ 30	ha

HP7	耕作地からの、潮間帯および塩性生息地の創生	最大 £ 700	ha
HP8	草地からの、潮間帯および塩性生息地の創生	最大 £ 500	ha
HP9	土地をさわることのない、潮間帯および塩性生息地の創生	£ 150	ha
補足オプション			
HP10	塩性湿地での粗放的放牧に関する補足	£ 70	ha
HP11	塩性湿地における家畜の排除に関する補足	£ 40	ha
湿地に関するオプション群			
池			
HQ1	野生生物に対して価値の高い貯水池の維持（面積が100m ² に満たないもの）	£ 90	池
HQ2	野生生物に対して価値の高い貯水池の維持（面積が100m ² を超えるもの）	£ 180	池
ヨシ原 (reedbed)			
HQ3	ヨシ原の維持	£ 60	ha
HQ4	ヨシ原の復元	£ 60	ha
HQ5	ヨシ原の創生	£ 380	ha
沼沢地			
HQ6	沼沢地の維持	£ 60	ha
HQ7	沼沢地の復元	£ 60	ha
HQ8	沼沢地の創生	£ 380	ha
低地における凸状湿地 (lowland raised bogs)			
HQ9	低地における凸状湿地の維持	£ 150	ha
HQ10	低地における凸状湿地の復元	£ 150	ha
補足オプション			
HQ11	湿原での刈り払いに関する補足	£ 350	ha
HQ12	湿地での放牧に関する補足	£ 200	ha
追加的補足オプション			
HL16	牧羊に関する補足	£ 5	ha
HR1	畜牛の放牧に関する補足	最大 £ 35	ha
HR2	消滅の危機にある在来家畜品種の放牧に関する補足	最大 £ 70	ha
HR4	侵略的な植物種の防除に関する補足	£ 60	ha

HR5	大型シダ (bracken) の管理に関する補足	£ 35	ha
HR6	小さな畑に関する補足	£ 35	ha
HR7	困難地に関する補足	£ 50	ha
HR8	グループでの申請に関する補足	£ 10	ha

11. 4 その他

東欧社会主義国家についての感想。

社会主義や共産主義は本来よりよい社会政策を行うことをめざしたものであって、生産手段の公有や計画経済はそれを実現する単なる手段にすぎない。しかし既成の社会主義国家では、社会主義的原理主義におちいって手段が目的化した。社会主義経済のもとでは、おのずとより良い社会政策が実現するとする考えには同意できない。

東欧では強圧的なソ連型社会主義に対してより自由な社会を求めるハンガリー動乱（1956年）やチェコ事件（1968年）があったが、ことごとくソ連の戦車によって弾圧され消滅させられた。結果として多様な社会主義国の出現にはいたらないまま、東欧社会主義国家は崩壊するに至った。もし多様な社会主義国家が生まれていれば、たとえそれらが結局は崩壊したとしても、もうすこし豊かな経験や教訓を人類はそこから得られていたであろうし、それが鏡となって、われわれに経済合理主義だけではない多様な資本主義もありうることを示してくれたかもしれない。チェコ事件のときは、東欧諸国からも弾圧に反対する声が上がったのであり、多様な社会主義国家が存在する可能性はあったのである。

マンズホルト主義についての感想

21世紀になって喧伝されるようになった新自由主義は、教科書にある経済はうまく動かしても、人間社会がつくる経済はうまく動かすことはできないと聞いたことがある。マンズホルト主義も経済合理主義という意味では現在の新自由主義と通ずるところがあり、やはりそれは机上の計画となった。マンズホルト主義や新自由主義のように経済合理性を唯一追求するのではなく、人間社会は多様で、さまざまに絡み合っているのだから、人びとの

幸せを増進するための経済学があっても良いだろう。

12 終わりにあたって

農地での生物多様性の減少や、農業環境事業の効果を示す生態学的な研究の紹介がまったく不十分であることは心残りであるが、これで一応のまとめとする。イングランドやドイツ、フランスなどの個別の農業環境事業を紹介したが、私自身、納得した理解には到っていない。私自身に現地の農業や農業者がかかえる課題、なかんずく環境や生物多様性にかんする課題への理解が欠けていることが原因である。いまだ、農業環境事業に焦点を当てた、国別の詳しい紹介は不足しているようである。今後は、和泉（1989）が行ったような、現地にとどまり、その国の農業環境事業について足を使った修士論文や博士論文を書く人が現れても良いだろう。また、留学した研究者が、みずからの生物多様性にかんする研究に加えて、その国の農業環境事業について調べて報告することがあっても良い。このような報告が、これまでの紹介記事とあわせて、日本で役立つ農業環境政策を多くの人で作っていくのに貢献すると思うからである。

いま十勝でも農家の所有する小林分が次々と消えていっている。畑と道路の境界には除草剤が撒かれることが以前より多くなった。もし生物多様性の保全という名目で、林地を持つ農家にたいして、畑に転換しないことで失う見込み利益の損失保障、つまり逸失利益の補償をする制度があれば、こんなに林は消えていかないのではないかと、同じ名目で機械刈りによる草刈りへの補助があれば、除草剤を撒く頻度も減るのではないかと思う。十勝にとどまらず、農業地域における生物多様性推進のための事業が、経済的な意味だけにとどまらない豊かな農

業地域を作り出すことに貢献できる日が来るに違いない。それには人材の育成も必要である。

本稿は農業政策には全くの専門外であり、生物多様性や生態系の保全も本来の専門とはいいがたい者が、すでに刊行されている文献をもとに書いたものである。多くの思いこみや誤りがあるに違いない。御指摘、ご叱正を頂ければ幸いである。

13 謝辞

帯広畜産大学卒業生の眞嶋さやかさん、安田葵さん、中村祥子さん、弓削比紗英さんは、イングランドの農業環境スチュワードシップの翻訳を行って下さいました。帯広畜産大学農業経済学分野、仙北谷康先生からは、文献の所在を御教示頂きました。日本協同組合連携機構の和泉真理氏には、御高著中の出典を御教示頂きました。農林中金総合研究所の平澤明彦氏にはスイスにおける直接補償について御教示頂くとともに、農業生態学的重点地の内容の表の転載をご許可いただきました。RSPBは、イギリスにおける鳥類の個体数を示した図2の掲載を許可して下さいました。また2013年にRSPB Hope Farmを訪問したさいはIan Dillon氏に農場内の案内を頂きました。同年Defraを訪問したさいには、John Stratton氏とPeter Ogden氏よりイングランドの環境スチュワードシップの説明を頂きました。アメリカPurdue大学のJessica Gurevitch教授には、メタアナリシスについて文献をご教示頂きました。以上のすべての皆様に感謝いたします。最後に、帯広畜産大学図書館と図書館に書籍を入れる労をとられた諸先輩の先生、職員の方々に感謝いたします。図書館なくしては執筆できませんでした。

14 引用文献

Advisory Council for Agriculture and Horticulture

in England and Wales. 1978. Agriculture and the Countryside, The Council, London

Aebischer NJ, Bailey CM, Gibbons DW, Morris, AJ, Peach, WJ, Stoate, C. 2016. Twenty years of local farmland bird conservation: the effects of management on avian abundance at two UK demonstration sites. *Bird Study* 63: 10-30

Andrén H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366

Baldoc D. 1990. Agriculture and Habitat Loss in Europe. WWF International Common Agricultural Policy Discussion Paper 3, pp. 1-60, Gland, Switzerland

Batáry P, Baldi A, Kleijn D, Tschardt T. 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceeding of the royal society B* 278: 1894-1902

Batáry P, Dicks LV, Kleijn D, Sutherland WJ. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29: 1006-1016

Bengtsson J, Ahnström J, Weibull AC. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269

Benton TG, Vickery JA, Wilson JD. 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?

- Trends in Ecology and Evolution 18: 182-188
- Borenstein M, Hedges LV, Higgins JPT, Rothstein HR. 2009. Introduction to meta-analysis. pp. 1-421, John Wiley & Sons, Chichester, UK
- Buckingham DL 1999. Use of set-aside land in winter by declining farmland bird species in the UK. Bird Study 46: 157-169
- Bull AL, Mead CJ, Williamson K. 1976. Bird-life on a Norfolk farm in relation to agricultural changes. Bird Study 23: 203-218
- Chamberlain DE, Fuller RJ, Bunce RG, Duckwirth JC, Shrubbs M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agriculture intensification in England and Wales. Journal of Applied Ecology 37: 771-788
- Christie AP, Amano T, Martin PA, Shackelford GE, Simmons BI, Sutherland WJ. 2019. Simple study designs in ecology produce inaccurate estimates of biodiversity responses. Journal of Applied Ecology 56: 2742-2754
- Commission of the European Communities. 1973. Improvement of the Common Agricultural Policy. COM (73) 1850 final, The Commission, Brussels
- Commission of the European Communities. 1983. Proposal for a Council Regulation (EEC) on action by the Community relating to the environment (ACE). COM (82) 849 final, The Commission, Brussels
- Concepción ED, Díazl M, Kleijn D, Báldi A, Batáry P, Clough Y, Gabriel D, Herzog F, Holzschuh A, Knop E, Marshall EJP, Tschardtke T, Verhulst J. 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. Journal of Applied Ecology 49: 695-705
- Council of the European Communities. 1972a. Council Directive 72/159/EEC of 17 April 1972 on the modernization of farms, EC
- Council of the European Communities. 1972b. Council Directive 72/160/EEC of 17 April 1972 concerning measures to encourage the cessation of farming and the reallocation of utilized agricultural area for the purposes of structural improvement, EC
- Council of the European Communities. 1972c. Council Directive 72/161/EEC of 17 April 1972 concerning the provision of socio-economic guidance for and the acquisition of occupational skills by persons engaged in agriculture, EC
- Council of the European Communities. 1975a. Council Directive 75/268/EEC on mountain and hill farming and farming in certain less-favoured areas, EC
- Council of the European Communities. 1975b. Council Directive 75/275/EEC concerning the Community list of less-favoured farming areas within the meaning of Directive No 75/268/EEC (the Netherlands), EC
- Council of the European Communities. 1985. Council

- Regulation 85/797/EEC on improving the efficiency of agricultural structures, EC Council of the European Communities. 1988. Council Regulation 88/1094/EEC amending Regulations (EEC) No 797/85 and (EEC) No 1760/87 as regards the set-aside of arable land and the extensification and conversion of production, EC
- Defra. 2005. Entry Level Stewardship handbook - Terms and conditions and how to apply. pp. 1-116, Defra. (眞嶋さやか、紺野康夫訳、2008, 入門レベルステewardシップ — 契約要件と応募方法, pp. 1-115)
- Defra. 2011. The Guide for Cross Compliance in England 2011 edition. pp. 1-84, Defra, London
- Defra. 2019. Countryside stewardship: Mid Tier Helping to enhance and protect the natural environment. Pp. 1-84, Defra, London
- Donald PF. 2004. The skylark. pp. 1-264, T. & A. D. Poyser, London
- Donald PF, Green RE, Heath MF. 2001. Agriculture intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* 268: 25-29
- 道家哲平. 2022. 世界が注目する新たな保全地域 OECM とはどのような場所なのか? *自然保護*, 589: 3-5
- Eraud C and Boutin JM. 2002. Density and productivity of breeding Skylarks *Alauda arvensis* in relation to crop type on agricultural lands in western France. *Bird Study* 49: 287-296
- Ewald JA, Aebischer NJ, Sotherton. 2020. Invertebrate trends in an arable environment: long-term changes from the Sussex study in southern England. Hurford C, Wilson P, Storkey J (eds), *The changing status of arable habitats in Europe*, pp. 157-172, Springer Nature Switzerland, Gewerbestrasse, Cham, Switzerland
- フェネル R. 1997. EU 共通農業政策の歴史と展望. 荻開津典生監訳, pp. 1-580, 農文協, 東京
- フェルマン T. 2011. MEKA III — ドイツ・バーデン・ヴュルテンベルグ州の農業環境政策 (横川洋訳). 生態調和的農業形成と環境直接支払い — 農業環境政策論からの接近, 横川洋, 高橋佳孝編著, pp. 273-291, 青山社, 相模原
- Firbank LG, Smart SM, Crabb J, Critchley CNR, Fowbert JW, Fuller RJ, Gladders P, Green DB, Hendersond I, Hill MO. 2003. Agronomic and ecological costs and benefits of set-aside in England. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 95: 73-85
- 藤井康平、石倉研. 2018. 条件不利な農業・農村を支える仕組み — EU とオーストリア. 寺西俊一, 石田信隆, 山下英俊編著, *農家が消える — 自然資源経済論からの提言*, pp. 159-196, みすず書房, 東京
- Fuller RJ, Gregory RD, Gibbons DW, Marchant JH, Wilson JD, Baillie SR, Carter N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441

- Gillings S, Henderson IG, Morris AJ, Vickery JA. 2010. Assessing the implication of the loss of set-aside for farmland birds. *Ibis* 152 (Suppl.): 713-723
- Groier M. 2015. Die Entwicklung des Agrarischen Umweltprogramms ÖPLU. Fact Sheet Nr. 11, Bundesanstalt für Bergbauernfragen
- Gurevitch J, Hedge LV. 2001. Meta-analysis: combining the results of independent experiments. Scheiner SM, Gurevitch J (eds), *Design and Analysis of Ecological Experiments*, pp. 347-369, Oxford University Press, New York.
- Gurevitch J, Morrow LL, Wallace A, Walsh JS. 1992. A meta analysis of competition in field experiments. *American Naturalist* 140: 539-572
- Hammers M, Müskens GJDM, van Kats RJM, Teunissen WA, Kleijn D. 2015. Ecological contrasts drive responses of wintering farmland birds to conservation management. *Ecography* 38: 813-821
- Hayhow DB, Bond AL, Eaton MA, Grice PV, Hall C, Hall J, Harris SJ, Hearn RD, Holt CA, Noble DG, Stroud DA and Wotton S. 2015. The state of the UK's birds 2015. RSPB, BTO, WWT, JNCC, NE, NIEA, NRW and SNH, pp. 1-54, Sandy, Bedfordshire, UK
- Henderson LG, Cooper J, Fuller RJ, Vickery JA. 2000a. The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. *Journal of Applied Ecology* 37: 335-347
- Henderson LG, Vickery JA, Fuller RJ. 2000b. Summer bird abundance and distribution on set-aside fields on intensive arable farms in England. *Ecography* 23: 50-59
- Henderson LG, Critchley NR, Cooper J, Fowler JA. 2001. Breeding season responses of Skylark *Alauda arvensis* to vegetation structure in set-aside (fallow arable land). *Ibis* 143: 317-321
- Hinsley SA, Redhead JW, Bellamy PE, Broughton RK, Hill RA, Heard MS, Pywell RF. 2010. Testing agri-environment delivery for farmland birds at the farm scale: the Hilleden experiment. *Ibis* 152: 500-514
- 平澤明彦. 2007. スイス農業政策の対外適応と国内調整 農政改革にかかる国民合意と96年の憲法改正. *農林金融* 2007: 286-298
- 平澤明彦. 2009. CAP改革の施策と要因の変遷 — 1992年改革からヘルスチェックまで. *農林金融* 2009, . 226-243
- 平澤明彦. 2010. 戸別補償と欧米の直接支払い. *農林中金総合研究所 調査と情報* 2010.3: 4-5
- 平澤明彦. 2014. 2013年のCAP改革における直接支払いとグリーンング. *農林水産省 平成25年度海外農業・貿易事情調査分析事業(欧州) 報告書*, pp. 1-23, 農林中金総合研究所
- 平澤明彦. 2018. スイス. 平成29年度海外農業・貿易投資環境調査分析委託事業(EUの農業政策・制度の動向分析及び関連セミナー開催支援) 報告書, pp. 127-147, 三菱UFJリサーチ&コンサルティング株式会社

- 平澤明彦． 2021. 欧州グリーンディールと「1つのCAP」
CAP改革の展望と次期改革の方向． 農業と経済 87：
3：6-16
- 平澤明彦． 2022a. EUの2021年CAP改革にみるファーム
トゥ フォーク戦略への対応． 農林金融 2021：
48-69
- 平澤明彦． 2022b. EUのF2Fにみる「みどり戦略」との
相違と示唆． 谷口信和，安藤光義，石井圭一編著，
日本農政の基本方向をめぐる論争点 — みどりの食
料システム戦略を素材として，日本農業年報 67：
pp 113-129
- 平澤明彦． 2023. EU環境・気候戦略の進展と農業． 農
林金融 2023： 153-181
- 広田純一． 2006. スウェーデンにおける農業環境政策．
畠山武道，柿澤宏昭編著，生物多様性保全と環境
政策 先進国の政策と事例に学ぶ，pp. 220-258，北
海道大学出版会，札幌
- Hodge I. 2014. European agri-environmental policy：
the conservation and re-creation of cultural
landscapes. Duke JM, Wu J (eds) The handbook of
land economics, pp.583-611, Oxford University
Press, New York
- Hodge I, Reader M. 2010. The introduction of Entry
Level Stewardship in England: Extension or
dilution in agri-environment policy? Land Use
Policy 27: 270-282
- 北海道環境保全局循環型社会推進課水環境係． 2011. 硝
酸性・亜硝酸性窒素による地下水の汚染について．
[https://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/jss/khz/
mizukanky/syou.html](https://www.pref.hokkaido.lg.jp/ks/jss/khz/mizukanky/syou.html) (2022年5月4日アクセス)
- 市田知子． 2001. ドイツにおける農業環境政策の展開
「アジェンダ2000」以降の動きを中心に． 合田素行
編著，農業環境政策と環境支払い 欧米と日本の比
較， pp. 49-103，農林水産省農業総合研究所，東
京
- 市田知子． 2018. ドイツ．平成29年度海外農業・貿
易投資環境調査分析委託事業（EUの農業政策・制
度の動向分析及び関連セミナー開催支援）報告書，
pp. 44-54，三菱UFJリサーチ&コンサルティング
株式会社
- 飯國芳明． 2001. エコ化（Ökologisierung）：スイス農
政の底流． 高知論叢 72： 65-84
- 飯國芳明． 2011. 転換期を迎えた農業環境政策． 生態
調和的農業形成と環境直接支払い — 農業環境政策
論からの接近，横川洋，高橋佳孝編著，pp. 19-
47，青山社，相模原
- 井上淳． 2020. 初めて学ぶEU — 歴史・制度・政策．
pp. 1-209，法律文化社，京都
- 石田信隆． 2018. 地域住民みずからが取り組む「村の再
生」． 寺西俊一、石田信隆編著、輝く農山村 — オ
ーストリアに学ぶ地域再生， pp. 95-122，中央経済
社，東京
- 石井圭一． 2001. フランスにおける農業環境政策の展
開． 合田素行編著，農業環境政策と環境支払い
欧米と日本の比較， pp. 105-142，農林水産省農業
総合研究所，東京
- 石井圭一． 2014. EUの農政改革と直接支払い制度．我
が国の水田農業を考える（上巻）．EUの直接支払
い制度と日本への示唆，星勉編，pp. 6-39，筑波

- 書房，東京
- 石井圭一．2018．フランス．平成29年度海外農業・貿易投資環境調査分析委託事業（EUの農業政策・制度の動向分析及び関連セミナー開催支援）報告書，pp. 17-43，三菱UFJリサーチ&コンサルティング株式会社
- 石倉研．2019．オーストリア山岳農家の所得形成と直接支払い．一橋大学博士（経済学）学位申請請求論文，pp. 1-192
- 石倉研・藤井康平．2021．オーストリアの農業環境政策 有機農業への取り組みを中心に．農業と経済 2021・3：30-39
- 和泉真理．1989．英国の農業環境政策．pp. 1-206，富民協会，東京
- 和泉真理．2012．EUの農業環境政策に見る農業の公共性 次期共通農業政策のグリーン化をめぐる．JC総研レポート 24：15-21
- 和泉真理．2013．EUの共通農業政策と生物多様性．西尾健，和泉真理，野村久子，平井一男，矢部光保著，英国の農業環境政策と生物多様性．pp. 9-26，筑波書房，東京
- 和泉真理．2017．農業を守る英国の市民．pp. 1-62，筑波書房，東京
- 和泉真理．2018．英国（主としてイングランド）．平成29年度海外農業・貿易投資環境調査分析委託事業（EUの農業政策・制度の動向分析及び関連セミナー開催支援）報告書，pp. 2-16，三菱UFJリサーチ&コンサルティング株式会社
- 和泉真理．2021．政策形成と学術の役割 イングランドの農業環境政策形成プロセスとの比較から．農業と経済，87・3：89-97
- 和泉真理、野村久子．2013．英国の農業環境政策と生物多様性．西尾健，和泉真理，野村久子，平井一男，矢部光保著，英国の農業環境政策と生物多様性．pp. 27-68，筑波書房，東京
- 神宮字寛，上田哲行，五箇公一，日鷹一雅，松永俊明．2009．フェプロニルとイミダクロプリドを成分とする育苗箱施用殺虫剤がアキアカネの幼虫と羽化によぼす影響．農業農村工学会論文集 259：35-41
- Jinguuji H, Thuyet DQ, Ueda T, Watanabe H. 2012. Effects of imidacloprid and fipronil pesticide application on *Sympetrum infuscatum* (Libellulidae: Odonata) larvae and adult. Paddy and Water Environment 11: 277-284
- 角野康郎．2014．ネイチャーガイド 日本の水草．pp. 1-326，文一総合出版，東京
- 柿澤 宏昭．2010．イングランド国立公園の管理・計画システム：ピークディストリクト国立公園を事例として．林業経済研究 56：49-58
- 柿澤 宏昭．2012．生物多様性保全とパートナーシップ．畠山武通，土屋俊幸，八巻一成編著，イギリス国立公園の現状と未来 進化する自然公園制度の確立に向けて，pp. 163-174，北海道大学出版会，札幌
- Katayama N, Fujita T, Ueta M, Morelli F, Amano T. 2023. Effects of human depopulation and warming climate on bird populations in Japan. Conservation Biology DOI:10.1111/cobi.14175

- Kiritani K. 2000. Integrated biodiversity management in paddy fields: Shift of paradigm from IPM toward IBM. *Integrated Pest Management Reviews* 5: 175-183
- 桐谷圭治. 2004. 「ただの虫」を無視しない農業 — 生物多様性管理. pp. 1-192, 築地書館, 東京
- Kleijn D, Kohler F, Báldi A, Batáry P, Concepción ED, Clough Y, Díaz M, Gabriel D, Holzschuh A, Knop E, Kovács A, Marshall EJP, Tschardt T, Verhulst J. 2009. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceeding of the Royal Society B* 276: 903-909
- Kleijn D, Rundlöf M, Scheper J, Smith HG, Tschardt T. 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution* 26: 474-484
- Kleijn D, Sutherland WJ. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40: 947-969
- 交告尚史. 2006. スウェーデンにおける総合的環境法制の形成 — 歴史と現状. 畠山武道, 柿澤宏昭編著, 生物多様性保全と環境政策 先進国の政策と事例に学ぶ, pp. 159-217, 北海道大学出版会, 札幌
- Konno Y. 2002. Present status of remnant forests in Obihiro, eastern Hokkaido, Japan. *Global perspective in forest conservation and sustainable agriculture*. Takahashi J (ed) pp. 39-46, Dairy Japan, Tokyo
- Krebs JR, Wilson JD, Bradbury RB, Siriwardena GM. 1999. The second Silent Spring? *Nature* 400: 611- 612
- クーニャ A, スウィンバンク A. 2014. EU 共通農業政策改革の内幕 — マクシャリー改革・アジェンダ 2000・フィシュラー改革. PP. 1-310, 農林統計出版, 東京
- Kuroe M, Yamaguchi N, Kadoya T, Miyashita T. 2011. Matrix heterogeneity affects population size of the harvest mice: Bayesian estimation of matrix resistance and model validation. *Oikos* 120: 271-279
- Maiorano L, Amori G, Montemaggiore A, Rondinini C, Santini L, Saura S, Boitani L. 2015. On how much biodiversity is covered in Europe by national protected areas and by the Natura 2000 networks: insights from terrestrial vertebrates. *Conservation Biology* 29: 986-995
- 牧野富太郎. 2008. 大橋博好, 邑田仁, 岩槻邦男編, 新牧野日本植物圖鑑, pp. 1-1458, 北隆館, 東京
- 松田裕子. 2004. EU農政の直接支払い制度 構造と機能. pp. 1-192, 農林統計協会, 東京
- マシューズ アラン (Matthews A). 2015. 新しいCAPにおける環境公共財—グリーンング案の影響と考えられ得る代替策—. 解題/翻訳, 西川邦夫, のびゆく農業, pp. 11-86, 農業調査委員会, 東京
- Matumura T, Takeda Y. 2010. Relationship between species richness and spatial and temporal distance from seed source in semi-natural

- grassland. *Applied Vegetation Science* 13: 336-345
- 松村俊和, 内田圭, 澤田佳宏. 2014. 水田畦畔に成立する半自然草原植生の生物多様性の現状と保全. *植生学会誌* 31: 193-218
- Ministry of Works and Planning. 1942. Report of the Committee on Land Utilisation in Rural Areas. HMSO, London
- 宮下直, 西廣淳. 2019. 人と生態系のダイナミック 1. 農地・草地の歴史と未来, pp. 1-164, 朝倉書店, 東京
- Morandin LA, Kremen C. 2013. Hedgerow restoration promotes pollinator populations and exports native bees to adjacent fields. *Ecological Applications* 23: 829-839
- 中西優美子. 2021. 概説 EU 環境法. pp. 1-304, 法律文化社, 京都
- Natural England. 2016. Countryside Stewardship Mid Tier and Wildlife Offers Manual, 2nd edition. Natural England, pp. 1-138, Natural England, Worcester, Worcestershire
- Natural England. 2008. Organic Entry Level Stewardship Handbook-Second Edition. pp. 1-119, Natural England, Worcester, Worcestershire (安田葵、紺野康夫訳, 2013, 有機入門レベルステュワードシップ 第2版 および第3版で加わった ELS と OELS の管理オプション, pp. 1-227)
- Natural England. 2010. Higher Level Stewardship-Third Edition. pp. 1-110, Natural England, Worcester, Worcestershire (中村祥子、弓削比紗英、紺野康夫. 2013. 環境ステュワードシップ・ハンドブック 第3版, pp. 1-157)
- Natural England. 2012. Entry Level Stewardship Handbook-Forth Edition. pp. 1-178 Natural England, Worcester, Worcestershire
- Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* 145: 579-600
- Newton I. 2017. *Farming and Bird*. PP. 1-628, William Collins, London
- 日本自然保護協会. 2023. 農地の身近な鳥類の危機と、農地の生物多様性の未来を決める法律改正に向けて. *自然保護* No. 596 : 26-27
- 日本総研 (1997) 経済・政策レポート 10月号 <https://www.jri.co.jp/page.jsp?id=16554>
- 西尾道徳. 2014. EU の硝酸指令と家畜ふん尿負担軽減. *畜産環境情報* 52: 1-8
- 野口善令. 2019. はじめてのメタアナリシス — お金をかけなくてもできる臨床研究入門. pp. 1-125, 認定 NPO 法人 健康医療評価研究機構, 京都
- O'Connor RJ, Shrubbs M. 1986. *Farming and birds*. pp. 1-290, Cambridge University Press, Cambridge
- 欧州環境政策研究所 (Institute for European Environmental Policy). 2008. Funding for farmland biodiversity in the EU: Gaining evidence for the budget review. pp. 1-84,

- Institute for European Environmental Policy, Brussels
 flora and fauna. pp. 1-445, Orion Publishing Co, London.
- Parish DN, Sotherton NW. 2004. Game crops and threatened farmland songbirds in Scotland: a step towards halting population decline? *Bird Study* 51: 107-112
- Pe'er G, Dicks LV, Visconti P, Arlettaz R, Baldi A, Benton TG, Collins S, Dieterich M, Gregory RD, Hartig F, Henle K, Hobson PR, Kleijn DR, Neumann K, Robijns T, Schmidt J, Shwartz A, Sutherland WJ, Turbé A, Wulfand F, Scott AV. 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* 344: 1090-1092
- Potter C. 1997. Europe's changing farmland landscapes. Pain D, Pienkowski MW (eds), *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*, pp. 25-42, Academic Press, Cambridge, UK
- Pywell RF, Heard MS, Woodcock BA, Hinsley S, Ridding L, Nowakowski M, Bullock JM. 2015. Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proceedings of the Royal Society B* 20151740
- Queiroz C, Beilin R, Folke C, Lindborg R. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment* 12: 288-296
- Rackham, O. 1986. *The history of the countryside - The classic history of Britain's landscape*, pp. 1-445, Orion Publishing Co, London.
- ラッカム オリバー. 2012. イギリスのカントリーサイド - 人と自然の景観形成史. 奥敬一, 伊藤宏樹, 佐久間大輔, 篠沢健太, 深町加津枝 (監訳), pp. 44-48, 昭和堂, 京都
- Rey Benayas JM and Bullock JM. 2012. Restoration of Biodiversity and Ecosystem Services on Agricultural Land. *Ecosystems* 15: 883-899
- Robinson RA and Sutherland WJ. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157-176
- Robson N. 1997. The evolution of the Common Agriculture Policy and the incorporation of environmental consideration. Pain D, Pienkowski MW (eds), *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*, pp. 43-78, Academic Press, Cambridge, UK
- 作山巧. 2011. 関税から補助金による農業保護への転換要因—スイスと日本の比較実証研究—. 青山学院大学 WTO 研究センター WRC/AGU 11-J-01: 1-8
- Scheper J, Holzschuh A, Kuussaari M, Potts SG, Rundlöf M, Smith HG, Kleijn D. 2013. Environmental factors driving the effectiveness of European agri-environmental measures in mitigating pollinator loss - a meta-analysis. *Ecology Letters* 16: 912-920
- 荘林幹太郎. 2012. EUにおける農業環境政策 — 環境

- 支払いを中心とした財政的手法 一. 庄林幹太郎, 木下幸雄, 武田麻里著, 世界の農業環境政策, pp.17-62, 農林統計協会, 東京
- Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, Fewster RM, Marchant JH, Wilson JD. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43
- Storkey JS, Meyer, Still KS, Leuschner C. 2012. The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceeding of the Royal Society B* 279: 1421-1429
- 須賀丈. 2012. 日本列島の半自然草原 — ひとが維持した氷期の遺産. 須賀丈, 岡本透, 丑丸敦史著, 草地と日本人, PP. 19-98, 築地書館, 東京
- 鈴木宣宏、木下順子. 2011. よくわかる TPP48 のまちがい. pp. 1-119, 農文協, 東京
- Takada M, Takagi S, Iwabuchi S, Mineta T, Washitan I. 2014. Comparison of generalist predators in winter-flooded and conventionally managed rice paddies and identification of their limiting factors. *Springer Plus* 3: 418
- 高橋佳孝. 2011. 阿蘇千年の草原の維持・保全と自然再生について. 生態調和的農業形成と環境直接支払い — 農業環境政策論からの接近, 横川洋, 高橋佳孝編著, pp. 137-172, 青山社, 相模原
- Thomas MR, Garthwaite DG, Banham AR. 1996. *Arable Farm Crops in Great Britain. Pesticide Usage Survey Report 141*, The Stationary Office, London
- 富岡昌雄. 2011. 環境農業直接支払い施策におけるコントロールの実際. 生態調和的農業形成と環境直接支払い — 農業環境政策論からの接近, 横川洋, 高橋佳孝編著, pp. 293-300, 青山社, 相模原
- トゥリー I (Tree I). 2020. 英国貴族、領地を野生に戻す. 三木直子訳, pp. 1-406, 築地書館, 東京
- Tscharntke T, Klein AM, Kruess A, Steffan-Dewenter I, Thies C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters* 8: 857-874
- Tscharntke T, Steffan-Dewenter I, Kruess A, Thies C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363
- Tuck SL, Winqvist C, Mota F, Ahnström J, Turnbull LA, Bengtsson J. 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 51: 746-755
- Tukker G. 1997. Priorities for Bird conservation in Europe: the importance of farmed landscape. Pain D, Pienkowski MW (ed), *Farming and birds in Europe: the common agricultural policy and its implications for bird conservation*, pp. 79-116, Academic Press, Cambridge, UK
- Uchida K and Ushimaru A. 2014. Biodiversity declines due to abandonment and intensification of agricultural lands: patterns and mechanisms.

Ecological Monographs 84: 637-658

芦書房, 東京

植田睦之, 松野葉月, 黒沢令子. 2005. 東京におけるヒバリの急激な減少とその原因. Bird Research 1: 1-8

和田剛, 山崎良人. 2007. EUにおける直接支払い受給のための要件について. 月報「畜産の情報」2007年1月, <https://lin.alic.go.jp/alic/month/fore/2007/jan/index2.htm>

上田哲行, 神宮宇寛. 2013. アキアカネに何が起こったのか: 育苗箱施用浸透性殺虫剤のインパクト. TOMBO, Fukui 55: 1-12

亘理格. 2006. EU自然保護政策とナチュラ2000—生態域保護指令の実施過程におけるEUとフランス. 畠山武通, 柿澤宏昭編著, pp. 133-158, 北海道大学出版会, 札幌

Uematsu Y, Koga T, Mitsuhashi H, Ushimura A. 2010. Abandonment and intensified use of agricultural land decrease habitats of rare herbs in semi-natural grasslands. Agriculture, Ecosystem and Environment 135: 34-309

Wilson JD, Evans J, Brown SJ, King JR. 1997. Territory distribution and breeding success of Skylark *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. Journal of Applied Ecology 34: 1462-1478

宇根豊. 2001. 「百姓仕事」が自然をつくる 2400年目の赤トンボ. pp. 1-247, 築地書館, 東京

丑丸敦史. 2012. 畦の上の草原—里草地. 須賀丈, 岡本透, 丑丸敦史著, 草地と日本人, PP. 161-214, 築地書館, 東京

Abstract

八巻一成. 2005. EUの共通自然保護政策, Natura 2000. 石井寛, 神沼公三郎編, ヨーロッパの森林管理 国を超えて・自立する地域へ, pp. 63-89, 日本林業調査会, 東京

Agri-environmental schemes (AESs) are a sort of environmental payment that rewards farmers for their contribution to enhance environment and landscape values on their farm land. AESs implemented in EU are the major policy for the conservation of wild animals and plants in agricultural landscape. Since the agricultural land in EU accounts for 42% of its territorial area, the success of AESs is crucial to enhance biodiversity not only in farmed area but in whole land of EU. AESs are being operated in 28 member-countries of EU before withdrawal of UK and two non-member countries of EU, Swiss and Norway. The rapid intensification of agriculture after World War II deprived the farm land of biodiversity and caused contamination of underground water due to increased agri-chemical use and rearing greater number of livestock. These problems imposed the MacSharry reform on the adoption of AESs over the

山浦悠一, 森章. 2012. 分断化景観のマネジメント—残存生息地からマトリックスへ—. 森章編, エコシステムマネジメント—包括的な生態系の保全と管理へ—, pp. 44-72, 共立出版, 東京

Vera FWM. 2000. Grazing Ecology and Forest History. pp. 1-528, CABI, Wallingford, Oxfordshire

豊嘉哲. 2016. 欧州統合と共通農業政策. pp. 1-202,

whole land of EU in 1992. AESs consist of two groups of options, one aims to extensification of farming and transition to organic farming, and the other aims to the protection of biodiversity on the farmland. The budget allocated to AEMs is so huge and important to protect biodiversity on the farmland that the efficacy of them has been widely examined. Five articles reviewed here analysed AESs and organic farming through meta-analyses whether they brought positive effects on enhancing biodiversity on the farmland, and all concluded AESs and organic farming effectively raise both/ either species richness and/or abundance there.