
Paiements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique

Enseignements pour les mesures agro-
environnementales de la politique agricole
commune

Synthèse

Juin 2016

Etude n°SSP-2014-017

Etude financée par le programme 215 du ministère de
l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt. Ce document
n'engage que ses auteurs et ne saurait être considéré comme la
position du ministère.



64 chemin del prat - 31320 AUZEVILLE TOLOSANE

Téléphone 33 (0)5.61.73.62.62 -

Télécopie 33 (0)5.61.73.62.90

- <http://www.oreade-breche.fr> -

S.A.R.L. au capital de 500 000 € - R.C.S. Toulouse 385 117 023 - SIRET 385 117 023 00049 - APE 7112B

Auteurs : Lise Duval, Thomas Binet, Pierre Dupraz, Solenn Leplay, Claire Etrillard, Michel Pech, Elise Deniel, Marie Laustriat

Avec l'appui de : Cannelle Clément et Charlotte Chartier

Merci de citer ce document de la façon suivante :

Duval L., Binet T., Dupraz P., Leplay S., Etrillard C., Pech M., Deniel E., Laustriat M., 2016. *Paielements pour services environnementaux et méthodes d'évaluation économique. Enseignements pour les mesures agro-environnementales de la politique agricole commune*. Etude réalisée pour le ministère en charge de l'agriculture. Synthèse.

Liste des sigles et des abréviations

CDB :	Convention sur la Diversité Biologique
CE :	Commission européenne
EFESE :	Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques
FEADER :	Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural
MAE :	Mesure Agro-Environnementale
MEA :	Millenium Ecosystem Assessment
OMC :	Organisation Mondiale du Commerce
PAC :	Politique Agricole Commune
PAEC :	Programme Agro-Environnemental et Climatique
PDR :	Programme de Développement Rural
PSE :	Paielement pour Service Environnemental
SAU :	Surface Agricole Utile
UE :	Union Européenne
UGB :	Unité de Gros Bétail

1 VERS DES POLITIQUES PUBLIQUES REMUNERANT MIEUX LES SERVICES ENVIRONNEMENTAUX DE L'AGRICULTURE

Cette étude propose d'apporter un regard croisé entre :

- la capacité des mesures agroenvironnementales de l'Union européenne (UE) à engager les agriculteurs dans le changement ou le maintien de pratiques améliorant ou protégeant l'état de l'environnement,
- et les travaux sur les services écosystémiques, leur évaluation monétaire, la rémunération et les paiements pour services environnementaux (PSE).

Par ce croisement, l'étude vise à faire avancer les réflexions sur les politiques publiques rémunérant les services environnementaux fournis par les agriculteurs, ainsi que sur les modalités pour rendre plus attractives, en particulier monétairement, les mesures agro-environnementales (MAE).

Au niveau européen, la politique agricole commune (PAC) est aujourd'hui l'outil principal permettant d'articuler les objectifs de production de l'agriculture avec ceux de protection de l'environnement et de la santé humaine. L'une des avancées majeures en la matière a été l'introduction dans la PAC des MAE dans les années 1990. Les MAE consistent à offrir une compensation financière aux agriculteurs contre un engagement volontaire de leur part portant sur la mise en œuvre des pratiques ou des systèmes de production considérés comme favorables à l'environnement. Cependant, dans de nombreux Etats membres, et notamment en France, les résultats des MAE sont mitigés, à la fois en termes de nombre d'agriculteurs les adoptant et d'efficacité environnementale (Cour des Comptes européenne, 2011 ; Oréade-Brèche, 2005¹). En raison **d'effets de seuil et de continuité du service écosystémique, l'adhésion d'un nombre critique d'agriculteurs sur une échelle géographique pertinente par rapport à l'enjeu environnemental est primordiale**. Elle constitue un élément clé pour obtenir des résultats significatifs en termes de préservation des paysages, conservation de la biodiversité, réduction de la pollution diffuse, gestion quantitative de l'eau, etc. (Dupraz et al., 2009). **L'amélioration du taux de contractualisation des MAE par les agriculteurs à l'échelle géographique pertinente, sujet au cœur de cette étude, est donc un objectif primordial pour les pouvoirs publics.**

Une des raisons du faible attrait des agriculteurs pour les MAE, souvent avancée dans les évaluations, est que **les montants de paiements sont jugés insuffisants pour inciter les changements de pratiques attendus** (Oréade-Brèche, 2005 ; Lubowski et al. 2008, Guion, 2013 et Detaille, 2014 dans Missirian, 2014). L'hypothèse initiale de l'étude est que les contraintes imposées par l'accord sur l'agriculture de l'Organisation Mondiale du Commerce (OMC) (« contrainte OMC » dans la suite) et leur traduction dans la PAC en était une des causes majeures. Ces contraintes imposent, en effet, que le calcul de tout paiement agroenvironnemental soit basé sur le coût d'opportunité². De manière sous-jacente, l'hypothèse de travail de l'étude, s'appuyant sur des conclusions d'études antérieures (Thoyer et Saïd, 2003 ; Oréade-Brèche, 2005 ; Baschet, 2009), est que les MAE proposent des montants en-deçà du consentement à recevoir des agriculteurs pour changer leurs pratiques et qu'il manque à la compensation des coûts d'opportunité un facteur incitatif qui permettrait de faire basculer le système actuel de dédommagement vers un système de rémunération pour fourniture de service environnemental.

¹ L'ensemble des textes cités dans cette synthèse sont référencés à la fin du rapport.

² Le coût d'opportunité correspond à ce à quoi renonce l'agriculteur en adoptant une nouvelle pratique ou un nouveau mode de production et qui, dans la pratique, est évalué par les surcoûts et les manques à gagner entre une situation de référence et la situation de l'engagement donnant droit au paiement agroenvironnemental.

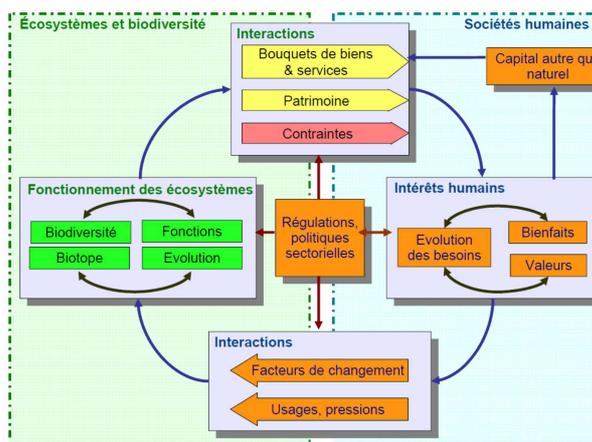
L'objectif de l'étude est donc d'identifier des méthodes et des approches pratiques qui permettraient d'assurer au travers des paiements agroenvironnementaux une rémunération au moins à la hauteur du consentement à recevoir des agriculteurs pour changer leurs pratiques agricoles. Et ce, tout en tenant compte du consentement à payer des bénéficiaires du service environnemental (engendré par les pratiques promues), i.e. de l'amélioration attendue des services écosystémiques.

L'encadré ci-dessous donne les différentes définitions clés utilisées dans ce travail.

Services écosystémiques, services environnementaux : un cadre d'analyse pour penser les interactions entre l'homme et la nature

Le concept des services écosystémiques a été défini par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) comme les « biens et services (les bienfaits) que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement pour assurer leur bien-être ». Au-delà de ce concept, le MEA définit un cadre utile pour penser les relations entre la nature et le bien-être de l'homme, et en particulier examiner comment les changements qui touchent les services écosystémiques influencent le bien-être de l'homme. Ces réflexions, développées dans un objectif de plaidoyer et de sensibilisation des décideurs, ont également eu l'intérêt de fournir un cadre conceptuel pour estimer la valeur de ces services et penser à la manière d'agir pour les préserver. Au niveau français, l'Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE) est la déclinaison nationale du MEA (Puydarrieux, 2014). Une illustration du cadre conceptuel est présentée ci-dessous.

Figure 1 : Projet de cadre conceptuel pour EFESE du 30 août 2013



Source : Puydarrieux, 2014

Les activités humaines influencent également positivement ou négativement le fonctionnement des écosystèmes, ce qui peut avoir un effet sur les services écosystémiques.

Les services environnementaux désignent dans le cadre d'EFESE les interventions humaines qui contribuent à préserver les fonctions écologiques, c'est-à-dire à maintenir voire développer les services écosystémiques. Nous reprenons cette définition dans l'étude. Soulignons que plusieurs auteurs utilisent une autre définition du service environnemental qui peut être considéré comme une partie (Muradian 2010) ou l'ensemble des services écosystémiques (Wunder, 2005), certains auteurs assimilent les deux termes (Pirard, 2013).

Cette représentation graphique illustre les interactions entre les activités humaines et les services écosystémiques. Les hommes tirent des bienfaits de leur environnement (services d'approvisionnement dont fait partie la production alimentaire, mais également l'eau douce, le bois, etc. ; des services de régulation stabilisant le climat, la quantité et la pureté de l'eau, la pollinisation, etc. ; et enfin des services culturels via le maintien de patrimoine, de paysage support d'activités touristiques, récréatives mais également éducatives, religieuses, etc.). Le MEA distingue une autre catégorie de services, ceux dit d'appui, nécessaires au fonctionnement des écosystèmes comme le cycle des nutriments, la formation de sols, et la production primaire.

Dans cette synthèse de l'étude, une première partie s'intéresse aux liens entre les approches et les concepts relevant des paiements pour services environnementaux et les mesures agro-environnementales. Une seconde partie analyse tout d'abord l'intérêt des méthodes de monétarisation des services écosystémiques pour définir une politique publique basée sur la rémunération des services environnementaux produits par l'agriculture.

Puis, elle présente des cas pratiques de politiques agroenvironnementales en s'attachant en particulier aux avantages et inconvénients des instruments permettant de rémunérer les services environnementaux. L'analyse des cas pratiques incluent d'une part des MAE intéressantes au titre des innovations qui ont pu être produites pour accroître l'incitation monétaire à y adhérer. Elle permet également d'estimer le poids de la « contrainte OMC » pesant sur la fixation des paiements des MAE. D'autre part, elle inclue des cas de paiements agroenvironnementaux hors du cadre de la PAC pouvant être qualifiés de paiements pour services environnementaux (PSE), mis en œuvre par des membres de l'UE ou de l'OMC. Le document se conclut sur une série de recommandations concernant les MAE et la mise en œuvre d'une politique publique rémunérant les services environnementaux de l'agriculture

L'étude a consisté principalement en une revue de littérature et l'exploitation de données, qui ont été complétées par des entretiens avec la Commission européenne (CE), des chercheurs et des experts. Un des points fondamentaux de la méthode a été la sélection des Etats membres de l'UE et de l'OMC à étudier. Le choix a été fait à partir de la bibliographie et des échanges avec des experts de la CE pour l'UE et du groupe de pilotage hors UE. Il a abouti à retenir 8 Etats membres de l'UE (Allemagne, Royaume Uni, Autriche, Espagne, Finlande, Italie, Pays-Bas et Suède) qui ont fait l'objet d'études approfondies et d'échanges avec des experts nationaux. Hors UE, les Etats-Unis, l'Australie et la Suisse ont été sélectionnés. Il faut noter que l'analyse des modalités de calcul des montants des paiements agroenvironnementaux des politiques a été l'une des tâches délicates de l'étude. Elles ne sont souvent décrites que dans des documents locaux (les multiples Programmes de Développement Rural (PDR) pour la PAC) et ce de manière plus ou moins explicite.

2 LIENS ENTRE MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES ET PAIEMENTS POUR SERVICES ENVIRONNEMENTAUX

2.1. Les Mesures agro-environnementales (MAE) sont un type de Paiement pour services environnementaux (PSE)

Dans les années 90, le concept de paiements pour services environnementaux s'est développé et des approches de terrain se sont multipliées. Les PSE peuvent se définir comme « un système transparent pour une fourniture additionnelle de services environnementaux³ à travers des paiements conditionnels à des fournisseurs volontaires » (Taconi, 2012). Un certain nombre de critères de qualification de PSE sont listés dans la littérature et certains font consensus (Wunder, 2011 ; Muradian et al., 2010) : (1) **l'aspect volontaire**, essentiel pour distinguer les PSE d'autres instruments d'intervention contraignants, comme la réglementation et les taxes pollueur-payeur ; (2) **l'identification** du service, ou du bouquet de services, écosystémique(s) concerné(s) par le paiement et d'autre part de l'effet du changement de pratique sur ce(s) service(s) ; (3) **la conditionnalité** qui établit que le paiement n'est versé que si le service environnemental est fourni ; (4) **l'additionnalité** qui garantit que le service doit permettre l'amélioration des fonctions écologiques par rapport à un scénario sans PSE et non par rapport à la situation initiale ; et enfin (5) **l'aspect incitatif du paiement**, qui est plus rarement souligné mais constitue *de facto* une des conditions d'adhésion des producteurs du service environnemental.

Certains économistes ont manifesté un fort attrait pour le concept de PSE et y ont vu une possibilité de pallier des politiques publiques utilisant des contraintes réglementaires ou la fiscalité environnementale qui avaient montré leur défaillance. Sur le terrain, ils ont été vus comme des approches prometteuses et ont suscité l'intérêt de nombreux bailleurs de fonds qui les ont considérés comme une alternative aux approches de conservation dans lesquelles les paiements financent des actions de conservation, de gestion et d'administration (Laurans et al., 2011).

Cependant, dans les faits, le terme PSE est employé pour une grande diversité d'interventions que l'on peut distinguer en fonction de qui finance le PSE et de l'aspect volontaire ou non du financement. Quatre types de PSE organisés en deux groupes peuvent ainsi être distingués (Laurans et al., 2011). Le premier groupe concerne des PSE financés volontairement concernant (1) des accords bilatéraux entre les bénéficiaires et les fournisseurs du service environnemental (cas de l'intervention du groupe Nestlé sur la source de Vittel pour réduire les pollutions diffuses des agriculteurs implantés sur le bassin versant) ; (2) des PSE financés par des paiements volontaires mais d'un groupe hétérogène d'opérateurs qui ne sont pas nécessairement bénéficiaires du service écosystémique (cas des PSE de conservation de la biodiversité financés par des ONG et passés auprès de communautés locales qui s'engagent à modifier leurs pratiques de chasse, de cueillette, ou encore agricoles). A ce premier groupe s'opposent des PSE financés par des taxes regroupant (3) des PSE de type bilatéral dans lesquels les bénéficiaires du service environnemental sont taxés pour financer des pratiques favorables à la production de ce service (l'exemple type est celui de l'expérience de la Ville de New York qui a financé par une taxe sur l'eau un programme de réduction des pollutions diffuses des agriculteurs pour garantir la qualité de l'eau) ; et enfin (4) des paiements financés de manière non-volontaire par un groupe n'étant pas nécessairement directement bénéficiaire du service (par des systèmes de taxes qui ne sont pas liées aux variations de niveau de service écosystémique).

³ Ici « services environnementaux » est entendu dans le sens de « services écosystémiques »

Les auteurs soulignent que les types de PSE qui émergent ne sont pas indépendants des caractéristiques des services écosystémiques qu'ils visent. Ainsi, les PSE rémunérant la fourniture de biens collectifs ou encore des biens publics locaux, comme le maintien de la qualité de l'eau, sont propices à des accords bilatéraux tels qu'une négociation entre une communauté rassemblant un groupe d'agriculteurs et une entreprise, un syndicat des eaux, une municipalité, etc. En revanche, les PSE rémunérant la fourniture de biens publics purs, c'est-à-dire des biens dont l'utilisation est non rivale⁴ et non exclusive⁵ (la séquestration du carbone, le maintien de la biodiversité ou la réduction des émissions de gaz à effet de serre), supposent un ensemble de médiations institutionnelles entre le bénéficiaire abstrait (le monde) et les fournisseurs locaux du service (Engel et al., 2008, Karsenty et al., 2009).

Appliquées au cas de l'agriculture, ce sont des approches dans lesquelles des détenteurs du droit à exploiter les terres s'engagent volontairement à fournir des services environnementaux, qui facilitent le maintien ou la restauration d'un service écosystémique, en adoptant des pratiques agricoles, voire des systèmes de production, contre un paiement qui peut être financé par des opérateurs privés, des taxes, etc.

Les MAE, sur base de cette définition, peuvent être qualifiées de PSE relevant du dernier type cité plus haut (4). Dans les cas des MAE, les bénéficiaires du service environnemental sont représentés par leurs élus et les budgets votés peuvent être considérés comme un consentement à payer collectif.

2.2. Une forte convergence entre les réflexions sur les PSE et les questions soulevées par l'adhésion aux MAE

Dans la dernière partie de l'étude, ont été étudiés d'autres dispositifs, relevant des PSE de type (4), dans le cadre de l'UE et hors de ce cadre (aux Etats-Unis, en Australie et en Suisse). Parmi ces dispositifs, l'analyse s'est centrée sur ceux qui autorisent la production agricole, et moins sur ceux qui consistent à arrêter totalement la production sur des zones sensibles contre un paiement équivalent à un loyer et qui sont employées notamment aux Etats-Unis. L'étude mobilise également des exemples déjà très documentés dans la littérature sur des PSE qui peuvent relever d'autres types de PSE. L'analyse de ces exemples montre une forte convergence entre les réflexions sur les MAE et les autres dispositifs PSE étudiés.

2.2.1 Lier les paiements aux résultats en termes de préservation écosystémique ou aux moyens mis en œuvre ?

Comme dans le cas des MAE, les dispositifs étudiés **sont dans leur majorité orientés sur le paiement de moyens mis en œuvre et non de résultats.** Tant dans le cadre des MAE que hors de ce cadre, les seules mesures orientées sur les résultats concernent en général des enjeux de conservation de la biodiversité et mobilisent des indicateurs de diversité floristique (une MAE en France et un dispositif en Suisse). L'approche du paiement lié au résultat est *a priori* plus directe en termes de production et restauration du service écosystémique. Elle permet de responsabiliser et de professionnaliser les agriculteurs dans leur contribution à la restauration/préservation des services écosystémiques, en cela qu'elle laisse les actions d'intervention aux choix des opérateurs qui fournissent le service environnemental, valorisant ainsi les savoirs des opérateurs et l'adaptation aux contextes locaux des pratiques à mettre en œuvre pour atteindre le résultat (Schomer, Matzdorf, 2013 ; Gibbons et al., 2011 ; Reed et al., 2013).

⁴ La consommation du bien par un agent économique (au sens économique du terme) n'a aucun effet sur la quantité disponible de ce bien pour les autres individus.

⁵ L'ensemble des agents économiques peut bénéficier de ce bien, une fois qu'il est produit.

Elle implique cependant un changement radical dans le partage des risques, en particulier ceux associés à la réalisation de l'ambition environnementale. Dans une mesure à obligation de moyen, la collectivité prend seule le risque de ne pas atteindre l'objectif. Un résultat insuffisant n'affecte pas le paiement de l'agriculteur qui satisfait à son obligation de moyens. C'est l'inverse dans une mesure à obligation de résultat. L'intérêt est que l'agriculteur est incité à mobiliser des moyens intellectuels, matériels et financiers pour réduire le risque d'échec. Cependant, comme il est probable qu'une large part de ce risque ne soit pas maîtrisable par l'agriculteur, cela implique que son consentement à payer intègre la prime de risque associée, augmentant d'autant la compensation nécessaire pour atteindre un même résultat par une mesure équivalente à obligation de moyen.

Ces dispositifs sont rares sur le terrain, tant dans que hors UE, car ils sont délicats à mettre en œuvre, à suivre et engendrent des coûts de transaction supérieurs aux mesures à obligations de moyens imposant des pratiques (OCDE, 2010). La gestion du dispositif impose notamment un système de suivi des résultats au niveau des exploitations et des milieux. De plus, les opérateurs peuvent être réticents à s'engager dans ce type de dispositif s'ils considèrent que leurs actions pourraient ne pas garantir la fourniture du service écosystémique (un cas aux Pays-Bas concernant une MAE illustre ce risque) étant donné que les liens entre le changement de pratiques et les services écosystémiques sont complexes, de par la nature même du fonctionnement des écosystèmes (Convention sur la Diversité Biologique, 2014). **Dans des conditions précises, cette approche est cependant efficace et opérationnelle.** Comme le montrent les cas pratiques étudiés, les conditions sont réunies lorsque le coût de suivi/contrôle peut être abaissé en identifiant des indicateurs facilement observables (comme des index de diversité floristique), et que les parties prenantes influant sur le fonctionnement de l'écosystème sont toutes engagées dans le dispositif. Comme le conclut **Reed (Reed et al., 2013), le paiement lié aux résultats est particulièrement intéressant lorsque des informations cruciales pour définir le lien entre pratiques à adopter et fourniture du service environnemental sont trop coûteuses à obtenir.** L'avantage de laisser alors les pratiques des agriculteurs libres est de permettre une adaptation au contexte spécifique de chaque parcelle et l'inclusion des parcelles où les bénéfices environnementaux seront les plus importants. Dans ce cas, le coût du dispositif est compensé par des gains en termes d'efficacité environnementale. **Dans les autres cas, l'approche d'obligations de moyens, basée sur le respect de pratiques définies, serait plus efficace, expliquant pourquoi elle est la plus courante sur le terrain.** Nous verrons dans la suite que de nombreuses approches ont été testées pour pallier le fait que cette approche laisse peu de marge de manœuvre aux agriculteurs et améliorer ainsi son efficacité environnementale.

2.2.2 Financer le maintien de pratiques ou le changement : comment garantir l'additionnalité des pratiques financées ?

Un débat important dans l'évaluation des MAE porte sur la question du financement du maintien ou du changement de pratiques. En effet, jusqu'à la nouvelle réforme de la PAC, les MAE ne devaient financer que l'adoption de nouvelle pratique. Ceci permet de garantir des résultats additionnels par rapport à une situation de référence sans la MAE. Cependant, le financement du maintien de pratiques peut se justifier également dans certains cas précis. Dans les zones marginales (peu productives), l'enjeu est le plus souvent de maintenir des systèmes productifs extensifs existants (sous conditions précises) au titre des services environnementaux qu'ils fournissent. Ainsi les MAE y ont toutes chances de rémunérer des pratiques existantes et ce faisant d'atteindre leurs objectifs. Dans les zones de production centrale (à avantage comparatif), l'enjeu est avant tout de faire changer les pratiques des agriculteurs intensifs mais également de permettre à ceux qui ont déjà opéré le changement de maintenir leurs pratiques, lorsque des pressions externes les menacent.

Parmi les PSE étudiés et rencontrés dans la littérature, une distinction similaire à celle faite pour les MAE est possible, soit des PSE portant sur :

- le maintien des pratiques : par exemple, le programme suisse « Contribution à la qualité du paysage » rémunère les producteurs pour qu'ils maintiennent des paysages, avec des niveaux de rémunération plus élevés pour des paysages jugés de meilleure qualité, mais sans incitation spécifique à la restauration des paysages ;
- le changement de pratiques d'usage des terres qui peuvent intégrer des investissements comme des reconstitutions de talus, de fossés, de haies, l'installation de prairie ou des restrictions d'usages d'intrants, etc. (par exemple, dans le cas de l'Environmental Quality Incentives programs de la politique USA, des LandCare en Australie, des exemples de PSE connus comme celui de la source de Vittel et plus généralement de nombreux exemples de PSE mis en place par les agents responsables du retraitement des eaux, etc.).

Deux débats ressortent de ces observations sur les MAE et les PSE :

- la question de l'additionnalité dans le cas du financement du maintien de pratiques existantes (qui suppose d'identifier des zones où les pratiques ne se maintiendraient pas en l'absence de MAE ou PSE) et dans le cas du changement de pratiques (qui suppose de s'assurer d'un bénéfice additionnel des pratiques promues par rapport à celle standard) ; ce premier débat amène aussi à réfléchir sur des situations pouvant être perçues comme injustes, décourageant des initiatives individuelles (à savoir des subventions accordées à ceux qui vont changer de pratiques et non à ceux qui l'ont déjà fait) ;
- la pérennité des changements opérés, autrement dit si, sans les approches de type PSE ou MAE, les pratiques vertueuses continueront à être mises en oeuvre.

Les MAE relèvent donc clairement des approches de type PSE et les avancées sur les PSE peuvent donc contribuer à faire évoluer les MAE et notamment sur la question de l'évaluation des montants des paiements pour l'adoption/le maintien des pratiques améliorant ou protégeant l'état de l'environnement, donc des services environnementaux. La partie suivante explore sur ce sujet une première piste théorique, les méthodes d'évaluation économique, et une seconde opérationnelle, à travers des exemples de MAE « innovantes » et de PSE, pouvant servir à améliorer le caractère incitatif des MAE.

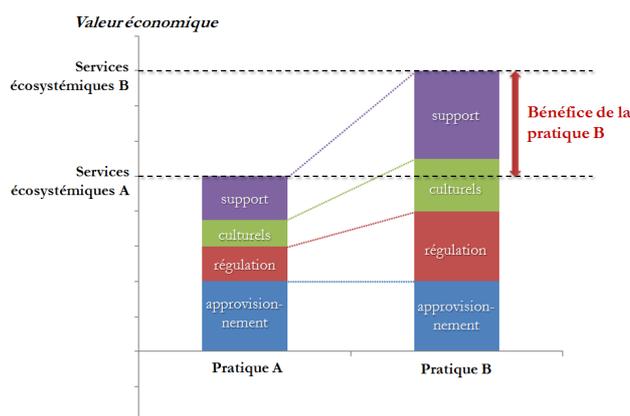
3 SERVICES ENVIRONNEMENTAUX : EVALUATION ECONOMIQUE ET DISPOSITIFS DE PAIEMENT

3.1. Utilité des méthodes d'évaluation monétaire pour définir une politique de rémunération des services environnementaux

La question soulevée était d'analyser en quoi les méthodes d'évaluation monétaire des services écosystémiques pouvaient être mobilisées pour des usages techniques, et plus précisément pour définir une politique agroenvironnementale dont le montant des paiements serait fonction du service environnemental rendu par l'agriculteur. Ces méthodes d'évaluation sont en effet couramment employées dans des objectifs de plaidoyer, dans lequel la valeur des services écosystémiques a davantage un rôle d'aide à la décision et d'argumentaire. Ce travail a permis de classer chacune des grandes catégories d'outils de l'économie de l'environnement⁶ à partir d'une analyse de leurs points forts et faiblesses pour cet usage technique. **Les méthodes les plus pertinentes semblent être les méthodes des coûts de remplacement et coûts évités** au premier chef (au regard notamment de la relative précision des coûts mesurés, de la disponibilité en données sur les fonctions de régulation), les méthodes des prix de marché (par l'existence d'un marché réel) et de préférences déclarées ensuite (par les grandes libertés offertes par l'évaluation du service). L'ensemble de ces méthodes, cependant, est assez complexe à mettre en œuvre et la question de la faisabilité d'une application à l'échelle nationale reste entière.

3.1.1 Du service écosystémique au service environnemental : le bénéfice engendré par un changement de pratique

Dépassant la revue stricte des méthodes de monétarisation pour un usage technique, l'étude a ensuite porté sur l'objet de l'évaluation. En effet, dans le cadre de la rémunération d'un service environnemental, c'est la valeur de ce service que l'on cherche à estimer. Cette dernière peut être estimée par la différence entre la valeur des services écosystémiques rendus pour une pratique A « standard » et la valeur des mêmes services écosystémiques pour une pratique B, plus vertueuse d'un point de vue environnemental. Ceci est représenté par le graphe ci-dessous⁷ :



⁶ Liste exhaustive des méthodes regardées : méthode des prix de marché, changement de productivité, prix hédonistes, coûts de transport, coûts de remplacement, coûts évités, évaluation contingente, expérimentation par les choix, approche délibérative, transfert de bénéfice.

⁷ Cette figure considère les services de support comme partie de la valeur économique des services, mais ce point est discuté par les dernières approches de comptabilisation des services. Aussi, ces services de support pourraient être omis dans cette figure, en considérant qu'ils constituent le socle de la fourniture des autres catégories de services.

La valeur du service environnemental correspond donc aux **bénéfices associés à la différence entre les valeurs de services écosystémiques fournis par deux pratiques, l'une avec et l'autre sans rémunération du service**. Il s'agit donc d'identifier une méthodologie qui permette d'évaluer la valeur correspondant au gain apporté par ce changement de pratique, et non de mesurer la valeur globale des services générée par un agrosystème. Dans la plupart des travaux sur le sujet, en effet, valeur du service environnemental et valeur des services écosystémiques sont confondues.

Cette confusion entre bénéfices d'une pratique et valeur des services écosystémiques paraît préjudiciable à un bon usage des travaux de monétarisation dans les politiques publiques. Le seul fait de mettre en œuvre une politique de rémunération de services environnementaux confère-t-il à cette politique l'ensemble des bienfaits procurés par l'agrosystème qui en fait l'objet en question ? En sens inverse, si cette politique disparaît, l'ensemble des services fournis par l'écosystème disparaissent-ils avec lui ? Rien n'est moins sûr.

3.1.2 Méthodes opérationnelles d'évaluation du service environnemental

La méthodologie applicable à l'évaluation économique d'un service environnemental doit permettre de comparer, toutes choses égales par ailleurs, la valeur des services écosystémiques avec et sans rémunération. En pratique, le recours à la définition de scénarios de mise en œuvre permet d'isoler le service environnemental à estimer. **Ces scénarios peuvent différer dans le temps ou l'espace**. Pour le temps, il s'agit de comparer une situation avant et après la mise en œuvre d'un outil de rémunération. Pour l'espace, il s'agit de comparer simultanément, pour deux agrosystèmes comparables au départ, un système avec rémunération et l'autre sans.

L'étude donne une illustration de cette méthodologie avec l'estimation des bénéfices de la protection du Conservatoire du littoral à l'horizon 2050 (Binet, T, Diazabakana, A., Durou, N., 2015). La méthodologie retenue pour cette étude présente, sous une forme prospective, une modélisation de la fourniture de services écosystémiques dans les années à venir pour deux scénarios : un avec mise en œuvre d'une politique de protection et l'autre, sans. Chaque scénario est construit à l'aune des mesures de protection qu'il inclut d'une part et des pressions et menaces qui pèsent sur les écosystèmes d'autre part. La différence entre les valeurs des services écosystémiques fournis dans chacun de ces scénarios correspond aux bénéfices de la protection, en d'autres mots au **service environnemental rendu par le Conservatoire du littoral** et ses partenaires. Ce projet n'est toutefois pas construit comme un outil de définition de politique, mais plutôt comme un outil de plaidoyer. En conséquence, le niveau de précision de données est moins exigeant. Une approche pour un usage technique aurait nécessité des données plus détaillées et aurait limité la faisabilité d'une telle approche prospective.

3.2. MAE « innovantes » et PSE : méthodes employées pour approcher le paiement du consentement à recevoir des agriculteurs

L'enjeu de la fixation des montants à payer pour les décideurs publics est d'être en capacité d'estimer les consentements à recevoir des agriculteurs. La difficulté est que ce consentement est spécifique à chaque agriculteur et fonction des coûts d'opportunités propres à l'exploitation, de transaction (coûts d'acquisition de l'information, de formation sur les techniques, d'administration, etc.) mais aussi de freins ou encore de blocages plus complexes, etc. En effet, l'adoption d'une nouvelle technique de production et *a fortiori* d'un changement de système de production plus global peut être freinée car elle peut supposer une réorganisation des exploitations mais également parfois des filières et des structures les accompagnant (Mathé, Rivaud, 2010 ; Meynard et al., 2013). Ces freins sont essentiels à comprendre et à prendre en compte pour favoriser l'engagement volontaire des agriculteurs dans les MAE. Ainsi, la question de l'adhésion tient à la fois de l'incitation monétaire mais également de facteurs non-monétaires.

3.2.1 Des marges de manœuvre importantes sur le calcul des montants des paiements dans le cadre des MAE

Les Etats membres de l'UE ont une marge de manœuvre assez importante sur les modalités de construction des MAE, notamment le niveau géographique, le contenu technique des mesures mais également sur le niveau de paiements. Ils proposent des mesures techniques, des procédures de sélection des agriculteurs et des montants qui sont soumis à la CE pour validation. Les montants des paiements doivent être calculés en respectant la règle des surcoûts et des manques à gagner établie par l'OMC et reprise dans la PAC. Cependant, jusqu'en 2014, les principes détaillés des calculs n'étaient pas systématiquement clairement présentés par les Etats membres. C'est en revanche une exigence du règlement européen de 2013 (Règlement (UE) N° 1305/2013), qui impose notamment que les calculs soient présentés clairement et audités ou établis par une autorité externe. La CE contrôle uniquement les montants qui paraissent anormalement élevés. Il est donc difficile, jusqu'à présent, d'accéder aux détails du calcul des coûts et pertes de recettes et de pouvoir les comparer à la réalité pour conclure avec certitude qu'une composante incitative n'est pas intégrée.

Une estimation des niveaux moyens de paiement à l'hectare (budget MAE prévu rapporté au nombre d'hectares prévus sur l'ensemble de la programmation 2007-2013) montre des écarts importants d'un Etat membre à l'autre. Ces écarts traduisent des arbitrages politiques concernant la part de la Surface Agricole Utile (SAU) à cibler et les budgets à consacrer aux MAE. La France est l'Etat membre qui cible la surface en MAE la plus élevée alors que son budget n'est que le 5^{ème}, derrière l'Allemagne, le Royaume Uni, l'Italie et l'Autriche.

Mais ces écarts moyens traduisent également des différences de méthodes de calcul des montants unitaires appliqués par les Etats membres. Les méthodes s'appuient sur la comparaison entre les marges brutes des exploitations dans la situation de référence et celles avec adoption de la MAE. Les calculs théoriques sont revus à la baisse sur la base des arbitrages politiques concernant les budgets de chaque mesure qui sont souvent soumis au lobbying de groupes d'intérêt. Cependant, ce principe laisse des marges de manœuvre importantes qui sont fonction :

- des sources de données employées notamment sur des variables clés comme le coût du travail, des périodes de référence utilisées, des modes de calcul (moyenne et médiane, etc.) ;
- de la mobilisation de la possibilité de dépasser les plafonds définis⁸ par la CE qui n'est pas utilisée en France alors qu'elle peut l'être dès lors que la justification technique est fournie ;
- de la mobilisation de la possibilité de couvrir les coûts de transaction à hauteur de 20% des coûts et pertes de recettes (et 30% en cas de groupements depuis le nouveau règlement 2013) : contrairement à d'autres Etats membres qui l'appliquent de manière systématique, la France utilise peu cette opportunité. Or les coûts de transaction notamment liés à l'adoption du contrat (charge administrative), aux aspects techniques du changement de pratiques, nécessitant notamment l'acquisition d'information, de référentiels techniques, d'amélioration de compétences, sont élevés et constituent un élément important du frein à l'adhésion aux MAE.

⁸dans l'annexe I du Règlement (CE) n°1698/2005 et annexe II du règlement (CE) n°1305/2013 il est établi que les paiements au titre des MAE ne peuvent dépasser : 600 €/ha/an pour les cultures annuelles, 900 €/ha/an pour les cultures pérennes spécialisées, 450 €/ha/an pour d'autres utilisations de terre et 200 €/UGB (Unité de gros bétail)/an pour les races locales menacées

L'étude de la mise en œuvre dans et hors UE de la règle « des surcoûts et des manques à gagner » de l'OMC, abordée dans la partie suivante, montre que dans le contexte actuel, où les budgets des Etats membres de l'OMC consacrés aux politiques agroenvironnementales restent modestes (les MAE ne pèsent qu'environ 8% du budget consacré au premier et au second pilier de la PAC par les Etats membres), cette règle est relativement peu « contraignante ».

3.2.2 Les approches pour définir les montants des paiements hors cadre des MAE

Il faut souligner qu'il a souvent été délicat d'avoir des informations précises sur la manière dont les montants ont été calculés dans les politiques agroenvironnementales étudiées hors MAE. Par ailleurs, rappelons que hors cadre Fonds Européen Agricole pour le Développement Rural (FEADER) dans l'UE, les dispositifs mobilisant directement des fonds publics doivent notifier leurs aides auprès de la CE dans le cadre du régime des aides d'Etat (en respect des articles 107 et 108 du traité sur le fonctionnement de l'UE (Traité sur le Fonctionnement de l'Union Européenne)). Par conséquent, ils sont en principe tenus de respecter les mêmes règles que les aides du FEADER. Lorsque des éléments étaient disponibles, on constate que les coûts d'opportunité sont pris en compte dans le calcul comme base de définition des montants pour les approches à montants fixes ou comme base des paiements maximum dans les approches d'enchères inversées que nous décrivons plus bas. Cependant, **certains dispositifs ont intégré également un paiement au titre du service environnemental. Ce dernier est fixé sur des index techniques d'estimation du service.** Par exemple, en Suisse, l'un des dispositifs, la Contribution à la qualité du paysage, qui a pour objectif de préserver, encourager et développer des paysages attrayants, est fixé sur la base des coûts d'opportunités mais inclut également un élément d'incitation au titre du service environnemental pour les pratiques qui présentent une haute valeur écologique. Ce bonus peut atteindre jusqu'à 25% du paiement. C'est également le cas dans le Conservation Stewardship Program, dans le cadre du Farm Bill aux Etats-Unis, qui vise à favoriser l'adaptation de pratiques respectueuses de l'environnement, notamment par les agriculteurs.

Rappelons que des éléments incitatifs sont également indirectement intégrés dans les approches à paiement fixe et les approches enchères. Ils ne sont pas affichés mais dans le premier cas les producteurs dont les coûts d'opportunité sont surcompensés par le paiement fixe seront plus enclins à adhérer puisqu'ils ont de fait une incitation monétaire à adhérer, et dans le second cas les producteurs seront également enclins à tenir compte d'un facteur incitatif dans la définition de leurs prestations à un coût donné même si le paiement maximum est limité à un coût d'opportunité moyen.

Enfin, certains dispositifs tiennent compte des coûts des investissements spécifiques en finançant des investissements et cela s'avère parfois être l'élément majeur de la rémunération, ces derniers pouvant à la fois atteindre un objectif environnemental et un objectif de réduction des coûts pour l'exploitation. C'était par exemple le cas des Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE). Les CTE, mis en œuvre de 1999 à 2002, combinaient, dans un même contrat, MAE et aide à l'investissement de 30 à 45% du coût de l'investissement, faisant souvent de cette aide le principal attrait du dispositif pour les agriculteurs. C'est également le cas de l'Environmental quality incentives program (EQIP) aux Etats-Unis. Ce programme vise à réduire les rejets des exploitations dans le sol et dans l'eau et cofinance la mise en œuvre de nouvelles pratiques et de mesures structurelles (i.e. investissements). De ce fait, les agriculteurs peuvent voir financer leurs investissements à hauteur de 75% maximum.

3.2.3 Des innovations assez convergentes dans le cadre des MAE et hors du cadre pour adapter les paiements au consentement à recevoir des agriculteurs

L'étude a identifié plusieurs approches qui permettent de répondre à une difficulté majeure des MAE et plus généralement des paiements agroenvironnementaux, qui est de mieux tenir compte dans le calcul de la réalité des coûts d'opportunité des opérateurs.

En effet, les coûts d'opportunité de l'adoption d'une pratique sont spécifiques à chaque exploitation, comme nous l'avons souligné précédemment. Par conséquent, le calcul d'un coût moyen s'accompagne forcément d'un risque de surcompensation pour les agriculteurs qui sont proches de la pratique promue et de sous-compensation pour ceux qui en sont éloignés. Les Etats membres ont donc testé diverses approches pour mieux estimer les coûts d'opportunité et engager les agriculteurs pertinents dans les zones à enjeux à un coût budgétaire optimisé, présentées ci-dessous.

La première approche vise à établir les niveaux des paiements à une échelle géographique adéquate et en mobilisant une approche participative afin d'inciter les opérateurs à révéler l'information sur leur coût d'opportunité. Ces approches s'accompagnent d'une adaptation des cahiers des charges au niveau régional. Des approches de ce type ont été décrites dans la région des Marches en Italie, en Allemagne et en Angleterre pour les MAE, mais également hors MAE en Suisse, en Australie (dans le cadre du programme Bush tender et des Landcare) et aux Etats-Unis dans le Conservation Stewardship Program. Ces démarches ont l'intérêt d'accroître l'implication des producteurs, de faciliter leur prise de conscience sur les enjeux environnementaux concernés et de leur laisser une marge de manœuvre pour établir le contenu technique des mesures répondant ainsi à une limite des approches rémunérant la mise en place de moyens. Ces approches décentralisées supposent tout de même de définir de manière centralisée les enjeux à cibler et des montants maximaux pour éviter une dispersion des moyens sur un trop grand nombre d'objectifs entre les zones et des problèmes d'équité des compensations entre zones géographiques.

Une deuxième approche mise en œuvre dans le cadre des MAE passe par un système d'éco-points : les exploitants doivent, pour avoir accès au paiement, atteindre une base minimum de points, et pour cela doivent combiner des mesures à points. Cette approche donne une flexibilité à l'exploitant sur les mesures à mettre en place, qui peut donc tenir compte de ses propres coûts d'opportunité. Les exploitants ont cependant tendance à s'orienter vers les mesures les moins ambitieuses dans le contexte de leur exploitation dans les deux cas étudiés (Angleterre, Autriche).

Un troisième ensemble d'approches est celui des « enchères inversées » : elles sont très peu employées dans le cadre des MAE et seul le dispositif pour accéder aux MAE HLS (High level system) d'Angleterre s'approche d'une enchère inversée puisque les projets sont sélectionnés en fonction des bénéfices environnementaux attendus selon le choix de mesures proposées par l'agriculteur et de la situation environnementale de son exploitation. En revanche, elles sont employées dans ce pays hors du cadre des MAE, notamment sur des enjeux de qualité de l'eau par exemple avec le projet River Fowey mettant en compétition des agriculteurs qui, pour des objectifs environnementaux donnés, proposent une prestation évaluée selon le rapport coût/avantage. De même, elles sont employées aux Etats-Unis sur des enjeux de conservation de zone à haute valeur environnementale ainsi qu'en Australie dans le programme Bush Tender. Les enchères inversées visent à évaluer les projets des agriculteurs en général sur la base des moyens mis en œuvre et des bénéfices environnementaux attendus. Le paiement est soit également une composante de l'enchère, soit fixe (enchère inversée). Ces approches supposent donc la mise en place d'index assez complexes d'évaluation des offres ainsi que des dispositifs pour éviter la collusion entre offreurs, etc. Elles sont très utiles pour révéler le consentement à payer, mais sont donc complexes à mettre en œuvre et peuvent ne pas se révéler pertinentes lorsqu'un effet de masse est requis, ou peuvent nécessiter des adaptations quand un effet de continuité du service est souhaité (bonus en cas de continuité des parcelles par exemple).

Enfin, sur des zones bien délimitées et avec des parties prenantes clairement identifiées, la négociation de gré-à-gré sur la base d'études sur les coûts d'opportunité est fréquemment mobilisée. C'est une démarche courante dans les approches ascendantes.

Il faut souligner que, dans les approches étudiées, aucun Etat membre ne prend en compte de façon annuelle les coûts liés à l'incertitude provoquée par la variabilité des coûts d'opportunité, trouvant son origine dans la volatilité des prix sur les marchés agricoles et des intrants, la non-maîtrise des rendements obtenus via les nouvelles pratiques et des conditions climatiques, etc. Ainsi, en France, le prix de référence est basé sur la variation des prix des six dernières années. Depuis 2007, la variabilité des prix constitue le principal facteur de celle des coûts d'opportunité, avec un effet sans commune mesure par rapport à la période précédente. Une tentative d'indexation des aides agro-environnementales sur une moyenne glissante des prix agricoles des deux années précédentes à celle du paiement existe cependant aux Pays-Bas et mériterait d'être explorée.

Finalement, les approches d'évaluation des services environnementaux et écosystémiques ne sont pas employées pour définir les paiements. Elles peuvent servir en revanche en amont à prendre la décision d'intervenir et d'établir une politique publique ainsi que le budget maximal à consacrer à la politique.

3.2.4 Les facteurs hors rémunération

De nombreuses approches jouant sur l'adhésion des agriculteurs en mobilisant des facteurs non-monnaïres ont été identifiées. Ces approches permettent d'abaisser le consentement à recevoir de l'agriculteur en jouant notamment sur sa perception du risque à adopter le changement de pratique (c'est-à-dire contribuer à réduire les phénomènes de dépendance au sentier qui peuvent empêcher les agriculteurs de sortir de modèles standards même si le modèle proposé est plus performant) et plus généralement de réduire les coûts de transaction. On peut citer :

- les approches locales participatives qui favorisent l'implication de l'ensemble des parties prenantes ;
- le déploiement de moyens pour favoriser l'action collective (par exemple dans la région des Marches en Italie, aux Pays-Bas). Les avantages de celle-ci sont multiples : cela facilite l'atteinte d'effet de masse, favorise l'implication des parties prenantes, réinstaura la confiance entre l'administration et les ayants-droits et améliore la compréhension des dispositifs par ces derniers ;
- l'accompagnement de l'agriculteur à tous les stades de la contractualisation : cet accompagnement permet de réduire la perception du risque pour l'agriculteur et d'améliorer le ciblage des aides, grâce à la réalisation de diagnostic, de sensibilisation, d'animation individuelle et collective, de formation, de conseil personnalisé, etc. (exemples en Angleterre, au Pays de Galles, aux Pays Bas, en Basse Saxe en Allemagne, en Haute Autriche) ;
- le couplage avec d'autres dispositifs en particulier FEADER permettant de financer notamment les coûts fixes comme les investissements, mais aussi des couplages avec le dispositif LIFE permettant également de financer des approches innovantes dans le cadre du FEADER. A noter qu'un auteur propose aussi de coupler les MAE avec les droits à paiement unique du premier pilier de la PAC (Doussan, 2008). MAE, conditionnalité des aides directes au respect des bonnes conditions agricoles et environnementales (BCAE), participent à la reconnaissance de la fonction environnementale de l'agriculture. Qu'il s'agisse des MAE ou des Droits à Paiement Unique (DPU), l'agriculteur se soumet en effet volontairement à des règles qui vont au-delà des exigences réglementaires, en contrepartie du respect desquelles il reçoit un financement public. L'objet du lien contractuel correspond à la fourniture d'un service environnemental. Il est envisageable que l'activité agricole entraîne l'ouverture d'un droit à paiement dans le patrimoine de chaque

exploitant, et le versement du soutien public serait subordonné au respect de bonnes pratiques environnementales.

4 ENSEIGNEMENTS POUR LA MISE EN ŒUVRE DES MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

Il a été montré précédemment qu'il existe dans le cadre défini par l'OMC et la PAC des marges de manœuvre qui peuvent être utilisées pour accroître les montants des MAE. Par ailleurs, les évaluations des dispositifs innovants réalisées dans cette étude permettent de souligner des facteurs de succès qui sont des pistes d'amélioration des MAE en France et plus généralement d'une politique publique qui viserait la rémunération des services environnementaux en agriculture. Ces pistes devraient permettre d'améliorer l'adhésion des agriculteurs aux MAE de manière efficiente, c'est-à-dire d'atteindre des résultats environnementaux voulus à un coût budgétaire optimisé. Elles incluent de travailler à un meilleur ajustement du paiement des MAE au consentement à recevoir des agriculteurs, mais également de travailler sur d'autres facteurs non monétaires propre à chaque MAE jouant sur la contractualisation par les agriculteurs. Elles sont détaillées dans la suite.

4.1. Ajuster le ciblage des mesures aux enjeux environnementaux et au territoire

Pour favoriser l'atteinte de résultats environnementaux, le ciblage des enjeux, l'adaptation au territoire visé et l'appropriation par les agriculteurs sont des éléments clés à prendre en considération lors de la définition d'une MAE. Ces trois points sont détaillés ci-dessous.

- Mieux identifier et comprendre les enjeux et services environnementaux à cibler

Il est nécessaire d'investir dans un travail de recherche préliminaire pour comprendre à une échelle locale les multiples facteurs pesant sur les services écosystémiques considérés. Ce travail de fond doit aujourd'hui être poursuivi car les liens entre le service environnemental (ici les pratiques agricoles spécifiques) et les services écosystémiques sont encore à comprendre et surtout à mesurer. Par exemple, la protection de certaines espèces faunistiques ou floristiques nécessite une compréhension fine des liens entre ces espèces et leurs habitats, de leur sensibilité à des pollutions humaines. Un autre exemple est la nécessité de mieux analyser les phénomènes complexes de pollution diffuse pesant sur la qualité de l'eau, etc. Ces travaux de recherche sont utiles pour la construction des cahiers des charges techniques des mesures mais également pour la réflexion sur les modalités des instruments de politiques publiques à mobiliser pour générer l'adhésion des agriculteurs aux pratiques.

- Engager la réflexion à la bonne échelle géographique

Il s'agit de travailler au niveau géographique auquel se posent les enjeux environnementaux, ce qui suppose de dépasser le plus souvent le cadre de l'exploitation agricole et de mener une réflexion alliant le niveau territorial et le niveau de l'exploitation. En ce sens, les travaux des MAEt / MAEC dans le cadre des PAE / PAEC sont intéressants par ce travail aux deux échelles.

- Identifier l'ensemble des parties prenantes à engager

Pour favoriser la production/préservation de services écosystémiques, il est essentiel d'engager dans les dispositifs de type MAE (i) l'ensemble des opérateurs qui peuvent, par leurs pratiques, préserver les services écosystémiques, (ii) les usagers directs des services écosystémiques ; mais également (iii) les acteurs d'appui nécessaires à la mobilisation de deux premiers types d'opérateurs, ainsi que ceux nécessaires à la production et la diffusion de connaissances techniques requises pour la préservation du service écosystémique et des pratiques ou système de production qui le sous-tendent.

L'identification des usagers des services écosystémiques contribue également à distinguer les acteurs qui peuvent cofinancer la MAE ou plus généralement une politique rémunérant les services environnementaux agricoles. L'engagement de ces parties prenantes peut prendre différentes formes selon l'échelle considérée et le contexte. Les exemples étudiés donnent de nombreuses illustrations de partenariats innovants (programme Kooperation, approche des Pays Bas des coopératives environnementales, etc.). Les PAEC et les groupements d'intérêt économique et environnemental (GIEE) peuvent être des cadres porteurs pour que des formes impliquant l'ensemble des parties prenantes émergent. Dans ces partenariats, les acteurs de la recherche et des ONG environnementales sont des opérateurs à ne pas oublier.

- Choisir une méthode appropriée pour cibler les agriculteurs à sélectionner

La fixation du niveau de paiement doit également être pensée avec la question du ciblage, c'est-à-dire le profil des agriculteurs que l'on désire engager et leur localisation géographique. Ceci suppose de revenir sur le travail de compréhension sur les enjeux ciblés et les liens entre le service environnemental et les services écosystémiques : les outils d'incitation financière ne seront pas identiques si l'on vise une masse critique d'agriculteurs engagés (par exemple dans un bassin versant pour limiter une pollution diffuse), ou si l'on recherche des projets produisant les résultats environnementaux les plus importants (par exemple pour la protection de sites agricoles à haute valeur environnementale), ou encore s'il l'on désire, dans un territoire donné, recréer un espace de prairies contiguës ou au contraire dispersées (par exemple pour protéger et permettre à telle ou telle espèce, comme l'outarde canepetière, de nicher et de se reproduire dans de bonnes conditions). Les outils économiques existants pour définir les paiements et sélectionner les opérateurs doivent être pensés en fonction de ces problématiques. Ainsi, les enchères mobilisant des index technico-économiques pour évaluer les propositions des agriculteurs seront intéressantes dans le second cas (protection de sites à haute valeur environnementale) pour retenir les projets les plus efficaces à coût public optimisé. En revanche, elles peuvent ne pas être directement applicables pour atteindre des effets de masse, et ne servir alors que pour révéler le consentement à payer des agriculteurs. Dans ce cas, l'enchère sert à définir le montant du paiement dans une phase initiale, puis, sur base de ses résultats, il est élargi dans une seconde phase. Par ailleurs, pour assurer une continuité écologique, attribuer un bonus en fonction de la mise en place d'une continuité entre parcelles ou exploitations, à l'instar du dispositif pour la protection du paysage suisse, pourra être plus adapté qu'une enchère. L'analyse montre qu'il existe donc de nombreuses possibilités pour penser le dispositif de manière à ce qu'il suscite l'adhésion des agriculteurs autour d'un enjeu ciblé.

4.2. Adapter le financement et les outils mobilisés à l'ambition environnementale

Outre l'établissement d'un budget maximum à consacrer, au regard des bénéfices environnementaux attendus, les politiques publiques et leurs outils financiers doivent être adaptés à l'ambition environnementale visée.

- Identifier le(s) instruments de politique publique les plus adaptés

Il est important de rappeler que les PSE de type MAE sont un outil parmi une série d'outils publics et se distinguent par l'engagement volontaire des agriculteurs contre rémunération par opposition aux outils contraignants de type réglementaire et taxe. Déterminer le mode d'intervention optimal est loin d'être simple. En conformité avec le principe pollueur payeur proposé en 1972 par l'OCDE, les MAE, et plus généralement les PSE, ne devraient pas rémunérer des externalités négatives (Bonnieux & Rainelli, 1989).

Même si la subvention à la dépollution peut avoir un effet environnemental, elle n'est efficace d'un point de vue économique que sous des hypothèses irréalistes telles que l'absence de coûts de transaction et l'absence d'effets dynamiques liés à l'enrichissement des pollueurs subventionnés. Dans les faits, une confusion existe souvent entre externalité positive et réduction d'externalité négative. En effet, la réduction d'externalité négative est souvent rémunérée par des MAE basées sur des pratiques agricoles supposées moins dommageables que les seuils légaux, réglementaires ou implicites. La confusion provient du fait qu'il n'est pas toujours reconnu que les pratiques respectant ces seuils restent souvent dommageables pour l'environnement et donc pour d'autres activités de production ou de consommation : ces seuils constituent la délimitation des droits à polluer pour les agriculteurs. L'efficacité économique du principe pollueur payeur a été établie indépendamment de ces seuils issus de compromis politiques, en ne se basant que sur l'existence ou non d'un dommage, dont le coût doit être internalisé au détriment des responsables de ce dommage.

- Définir qui peut participer au financement des mesures

Il faut sur ce point tenir compte des caractéristiques des services écosystémiques en termes de biens publics. On peut les distinguer en fonction d'un continuum entre les biens publics purs (biens pour lesquels il n'y pas de rivalité ni d'exclusion possible de la consommation) et les biens privés (biens pour lesquels il y a rivalité et exclusion possible). Ce continuum peut être croisé à trois types de biens publics, les biens publics globaux (qui concernent l'humanité) ou locaux ou encore collectifs (qui concernent un groupe délimité) (Desjeux et al, 2010). Ces caractéristiques jouent sur deux questions clés : qui sont les bénéficiaires potentiels des services écosystémiques et quels pourraient en être les financeurs ou encore les sources de financement ? Notons que la disposition à payer des usagers va varier également selon les caractéristiques des milieux concernés : par exemple, les services de régulation des inondations rendus par les zones humides ont une valeur plus importante en amont d'un centre urbain que dans une zone rurale peu densément peuplée ; à l'inverse, la valeur d'une tonne de carbone stockée sera relativement similaire quel que soit le lieu et le mode de stockage (Reed et al., 2014). Etant donné les contraintes sur les financements publics, dès que des opérateurs privés sont concernés, il est utile de s'orienter vers une recherche d'un partenariat public-privé pour lever les fonds privés potentiels. Par exemple, des industries agroalimentaires, des coopératives peuvent être concernées par la capacité des agriculteurs à leur fournir des produits respectant des certifications de type « production intégrée » et ceci peut également répondre à des enjeux de réduction des intrants promus par les autorités régionales.

4.3. Proposer un paiement réellement incitatif au regard des engagements

Pour susciter une appropriation et une adhésion importante des agriculteurs aux MAE, le paiement proposé devra être suffisamment incitatif au regard des engagements demandés aux agriculteurs et proportionnel au service environnemental rendu. Pour s'approcher du « consentement à recevoir » des agriculteurs, certaines méthodes décrites à la suite peuvent être mobilisées.

- Révéler le consentement à recevoir des agriculteurs

Là où les MAE, ou plus généralement des PSE, sont des outils adaptés, fixer l'incitation financière et les outils adaptés pour cibler les agriculteurs qui fourniront le service environnemental : aujourd'hui les MAE sont le plus souvent des paiements fixes auxquels les agriculteurs accèdent s'ils respectent une liste de critères (approche guichet).

Or des approches alternatives existent pour révéler le consentement à recevoir des agriculteurs :

- la plus courante est le travail sur des données technico-économiques, l'enjeu étant alors de parvenir à travailler à une échelle géographique qui permette de tenir compte de la variabilité des situations des exploitations. Si des progrès ont été faits en France sur ce point puisque des calculs sur référence nationale ne sont plus appliqués, une approche plus décentralisée du calcul des niveaux de paiement, qui peut être cadrée dans une fourchette minimum et maximum pour éviter des disparités trop fortes d'une zone à l'autre serait une piste pour améliorer le dispositif ;
- une autre approche courante hors du FEADER et testée dans le cadre des MAE en Angleterre est celle des enchères combinant souvent des index techniques et financiers. Un test non concluant a déjà été réalisé à l'Agence d'Artois Picardie pour l'amélioration de la qualité de l'eau dans le contexte français ;
- pour les dispositifs locaux, la négociation de gré-à-gré est une approche peu coûteuse et efficace, et couramment employée. Son efficacité dépend de la manière dont la négociation est menée et de l'implication de l'ensemble des parties prenantes. Les négociations de gré-à-gré peuvent également être facilitées par des approches collectives.

- Distinguer les approches visant un changement ou un maintien de pratiques menacées

Dans le cas d'un changement de pratiques, il est essentiel de tenir compte des coûts du changement. Ces derniers sont liés aux éventuels investissements, aux coûts d'acquisition d'informations/de formations mais également aux facteurs freinant le changement comme la réorganisation des exploitations, voire des filières, des structures d'accompagnement. Si des changements importants sont visés, comme par exemple l'abandon d'exploiter des zones humides, l'abandon de la monoculture, il peut être plus pertinent de soutenir les investissements et de travailler sur les freins par des politiques d'accompagnement, d'animation et moins de mettre en place un dispositif tenant compte des pertes de recettes et des coûts « variables » du changement. Les dispositifs aux Etats-Unis de l'EQIP illustrent cette réflexion. Il existe dans le contexte français de nombreuses mesures des PDR qui peuvent être mobilisées à cet effet et c'est alors l'articulation entre ces mesures et une éventuelle MAE qui est essentielle pour atteindre le résultat voulu.

Dans cette optique, il est possible de convenir que certaines mesures sont nécessairement pérennes car elles soutiennent des modes de production générateurs d'aménités pour la collectivité, mais, ces derniers n'étant pas rentables sur le marché classique, ils devraient bénéficier d'un financement illimité dans le temps. Leur financement pourrait être assuré par les principaux bénéficiaires des services écosystémiques que sont les collectivités locales, région ou Etat selon la caractéristique des aménités. D'un autre côté, les mesures qui n'ont pas vocation à être pérennes, parce qu'elles accompagnent une transition d'un système vers un autre qui doit à terme devenir rentable, devraient être financées uniquement durant la période contractuelle (5 ou 7 ans). A titre d'exemple, la possibilité de rémunérer des MAE sur la base de résultats à l'échelle d'un bassin versant, ou d'une autre entité territoriale pertinente et intéressant une collectivité, reste à explorer. Par exemple, dans le cas des agriculteurs de montagne sur des sites « à risques » qui pratiquent la fauche sur des terrains difficiles : la rémunération paye le surcoût lié à ces pratiques, la collectivité profite de ce travail puisque le risque d'avalanche est mieux maîtrisé, etc. Il serait dans ce cas concevable que la collectivité participe à la rémunération des agriculteurs, à hauteur des services rendus, ou des risques évités.

4.4. Diminuer les freins « non monétaires » à l'adoption de MAE

Le changement de pratiques agricoles et de systèmes de production relèvent de processus complexes et longs, qui peuvent être freinés par des intérêts divergents des acteurs dans les filières agricoles. Activer uniquement des leviers relevant de la réglementation ou de l'incitation économique est souvent insuffisant à les engendrer. L'émergence de ces processus nécessite une combinaison de leviers associant contraintes réglementaires, politiques incitatives, actions d'accompagnement et processus de concertation dans un projet porteur au niveau local. N'étant pas au cœur de cette étude, les incitations non-monétaires (concertation, accompagnement, conseil, etc.) ont été peu analysées, mais il est essentiel de souligner qu'elles jouent un rôle majeur dans le succès de mesures de type MAE et notamment : l'animation des dispositifs et l'accompagnement des porteurs de projet, avant comme après la mise en œuvre des dispositifs ; l'implication des parties prenantes si possible à une échelle locale ; le soutien d'approches de type collective. Nous détaillons ces trois éléments ci-dessous.

- Accompagner les agriculteurs dans la mise en œuvre des MAE

L'accompagnement des agriculteurs dans le processus de contractualisation, puis de mise en œuvre, est primordial dans le bon déroulement du dispositif MAE (Cour des Comptes, 2011). Il permet de réduire les coûts de transaction, de faciliter l'adoption de changements dans les systèmes de production (réduire la dépendance au sentier de l'agriculteur) ; il favorise le développement d'une conscience environnementale de la part des agriculteurs (Oréade-Brèche, 2005 ; IEEP, 2011). L'accompagnement peut être à la fois individuel et collectif et prendre des formes diverses (conseils individualisés, formations individuelles et collectives, organisation de réunions, formations, diffusion de brochures, sites internet, etc.) et doit démarrer avant la contractualisation et se poursuivre après.

- Impliquer les agriculteurs dans le suivi et la mesure des effets environnementaux recherchés

Même pour des mesures à obligation de moyens, ce type d'action complémentaire ou intégrée à la mesure i) permettrait de justifier d'un paiement plus élevé et ii) contribuerait à professionnaliser les agriculteurs dans la production de services environnementaux. Entre autres, le développement des capteurs pour l'agriculture de précision et des chaînes de traitement de données propres à l'écologie à haut débit sont des opportunités à saisir.

- S'appuyer sur l'action collective et les approches « systémiques »

L'action collective a la vertu de favoriser l'engagement des agriculteurs et de réduire les phénomènes de dépendance au sentier. La contractualisation collective permet également de gagner en efficacité environnementale, notamment grâce à la connectivité des parcelles (Cour des Comptes, 2011). L'action collective peut, en effet, partiellement pallier le fait que les engagements sont réalisés à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole alors que les phénomènes biophysiques intervenant dans la production agricole, ainsi que les incidences potentielles de celles-ci, ont lieu à des échelles plus vastes (Francioni et al., 2014).