HAL
open science

Effets des mesures agri-environnementales

Pierre Dupraz, Michel Pech

To cite this version:

Pierre Dupraz, Michel Pech. Effets des mesures agri-environnementales. INRA sciences sociales, 2007, 2-3, pp.1-4. hal-01931628

HAL Id: hal-01931628

https://hal.science/hal-01931628v1

Submitted on 22 Nov 2018

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

INRA SCIENCES SOCIALES

N° 2-3 - Septembre 2007

RECHERCHES EN ECONOMIE ET SOCIOLOGIE RURALES

Effets des mesures agri-environnementales

Les mesures agri-environnementales (MAE) visent à améliorer les impacts environnementaux de l'agriculture, à l'aide de subventions allouées sur la base d'engagements volontaires des agriculteurs pour une durée d'au moins 5 ans. Au sein du deuxième pilier de la PAC, elles sont les seules mesures d'application obligatoire par les Etats membres. En France, elles ont représenté près de 6 % des aides directes totales versées aux agriculteurs pour la période 2000-2006.

Les MAE ont été généralisées dans l'Union européenne (UE) dans les années 90. Elles sont très diversement utilisées par les Etats membres. Les effets des MAE dépendent à la fois de leurs principes et modalités d'action, relativement originaux, mais aussi de l'évolution des autres instruments de la PAC.

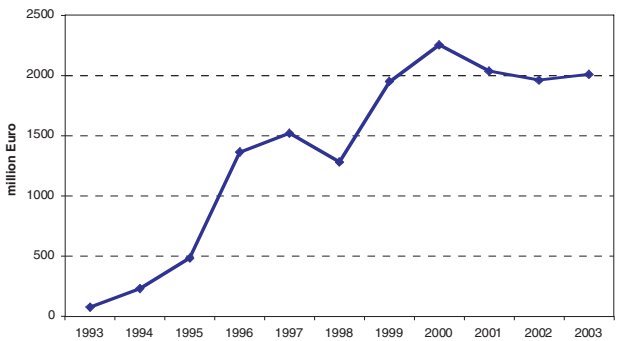
Les recherches menées avec le soutien du projet européen ITAES se sont attachées à analyser les déterminants de l'efficacité environnementale des mesures agri-environnementales. Ces déterminants relèvent des processus bio-physiques reliant les pratiques agricoles aux impacts environnementaux, du comportement économique des agriculteurs et des aspects institutionnels relatifs à l'élaboration et à la mise en œuvre des mesures. Des pistes et des outils méthodologiques pour l'amélioration des dispositifs et des contrats MAE ont été testés. Les investigations ont principalement été effectuées dans neuf régions ou pays de l'UE. 2000 agriculteurs ont été enquêtés, 200 agriculteurs engagés dans des MAE ont été suivis pendant un an, et près de 300 représentants d'organisations gouvernementales et non gouvernementales ont été interrogés.

Une croissance rapide et hétérogène des mesures agri-environnementales

Ces paiements aux agriculteurs sont cofinancés par des fonds européens et nationaux à parts à peu près égales depuis 1993. Les contributions européennes correspondantes (figure 1) ont rapidement progressé avant de marquer le pas à partir de 2000. En 2002, les surfaces soumises aux MAE atteignent 30 millions d'hectares, soit plus de 25 % de la surface agricole de l'UE à 15.

Les contributions communautaires au deuxième pilier atteignent en moyenne 7,2 milliards d'euros par an sur la période 2000-2004, soit 16 % du budget agricole européen. Cette part est très variable selon les Etats membres : de l'ordre de 5 % au Royaume uni, en Belgique, aux Pays-Bas et au Danemark, de 10 % en France et en Grèce, de 20 % en Allemagne, Italie, Irlande, Espagne et Suède, elle atteint 40 % en Finlande, Autriche, Portugal et Luxembourg. Au sein de ces contributions communautaires pour le deuxième pilier, la part des aides agri-environnementales est encore plus variable d'un pays à l'autre : 85 % en Suède, 70 % en Autriche, 50 % en Irlande, en Allemagne et au Danemark et 25 % en France et en Espagne, par exemple.

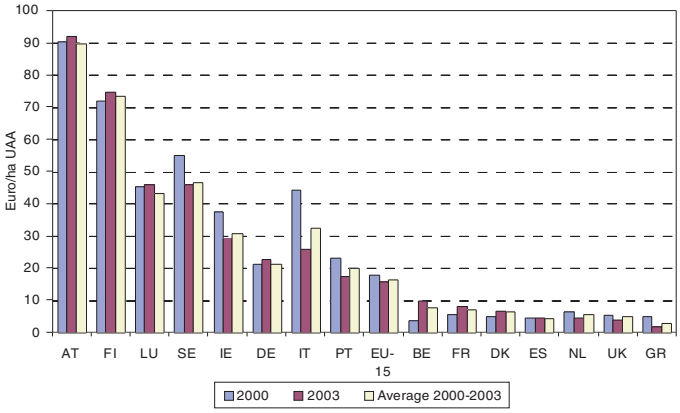
Figure 1 - Evolution des dépenses annuelles communautaires allouées aux MAE (1993-2003)



Source : DG AGRI, EAGGF-Guarantee budget execution 1993-2003.

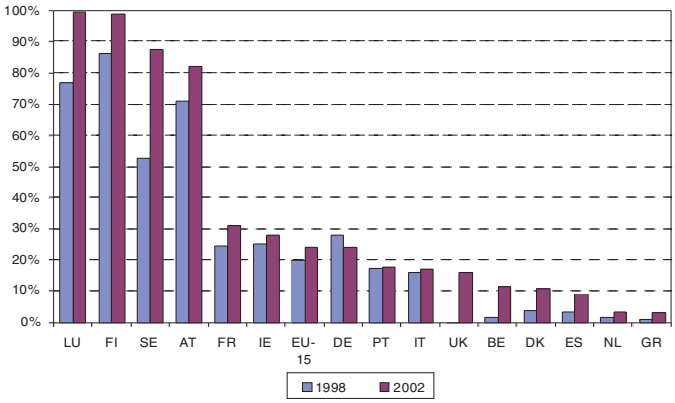
Edité par le Département Sciences sociales, agriculture et alimentation, espace et environnement de l'Institut National de la Recherche Agronomique
Mission Publications : 65 Bd de Brandebourg - 94205 Ivry-sur-Seine Cedex - Tél. 01 49 59 69 00
Directeur de la publication : Bertrand Schmitt – Rédaction : Didier Aubert (Rédacteur en chef), Suzanne Jumel
Reproduction partielle autorisée avec mention de l'origine

Figure 2 - Paiements agri-environnementaux annuels rapportés à la surface agricole utilisée



Source : DG AGRI, EAGGF-Guarantee section, budget execution Heading 1 (b) -2000-2003 ; ESTAT, FSS (UAA)

Figure 3 - Part de la surface agricole utilisée bénéficiant de paiements agri-environnementaux



Source : DG Agriculture and Rural development (DG AGRI), Common indicators for monitoring of implementation of Rural Development Programmes, 2002, and DG AGRI - Working document VI/7655/98

Le total des paiements agri-environnementaux annuels rapportés à la surface agricole utilisée totale d'une part, et la proportion de cette surface bénéficiant de ces paiements, d'autre part, donnent un indicateur synthétique de l'importance des MAE dans les différents pays de l'UE-15 (figures 2 et 3, respectivement).

Principes et modalités d'action des mesures agri-environnementales

En référence à l'approche pigouvienne de l'internalisation des externalités, les MAE sont en principe symétriques aux taxes sur les activités polluantes, en offrant une rémunération pour les bienfaits non marchands de l'agriculture. En pratique, leurs modalités d'action s'écartent significativement de ce principe, selon des critères qui ont évolué dans le temps.

Les MAE voient le jour dans les années 80. Elles deviennent d'application obligatoire pour les Etats membres avec la réforme Mac Sharry (règlement 2078/92). La participation des agriculteurs éligibles aux MAE est volontaire. Le paiement doit être assis sur la surface engagée. La prime par hectare est calculée de manière à compenser la perte de profit (ou le surcoût) liée au changement de pratiques spécifié par la mesure. Ce mode de calcul permet aux MAE d'être inscrites dans la boîte verte de l'Accord agricole du cycle de l'Uruguay de 1994. En revanche elles sont intrinsèquement sous-optimales au regard de la théorie économique d'internalisation des externalités, qui préconise une rémunération tenant compte de la demande sociale, c'est-à-dire de la valeur accordée par la collectivité à l'externalité ciblée. Ce n'est pas le cas ici puisque seules les pertes de profit sont prises en compte dans le calcul. Selon cette règle, les MAE ne peuvent théoriquement pas rémunérer les externalités qui sont fournies sans surcoût ni perte de profit. Pour tenir compte de la demande sociale, les pouvoirs publics peuvent néanmoins jouer sur l'éligibilité des agriculteurs et les cahiers des charges, en ciblant certaines zones géographiques ou certains systèmes de production particuliers. En application du principe de subsidiarité, l'élaboration et la mise en œuvre des mesures sont de la responsabilité des Etats, qui peuvent eux-mêmes les décentraliser à des niveaux territoriaux inférieurs. Cela permet d'adapter les mesures à des conditions agricoles et environnementales localement spécifiques. Il en résulte une grande diversité des dispositifs institutionnels de mise en œuvre, en dépit d'un cadre européen unifié.

Cette première version des MAE comporte plusieurs ambiguïtés que l'UE a essayé de clarifier par la suite. La première concerne des mesures, comme la prime à l'herbe, visant le simple maintien de systèmes de production jugés favorable à l'environnement. S'il est théoriquement possible de calculer un coût d'opportunité de ce maintien sur la période de l'engagement, il était difficile de justifier un tel calcul *ex ante*. Une deuxième ambiguïté concerne les mesures visant à réduire les externalités négatives de l'agriculture, la pollution diffuse notamment. Bien que de telles mesures sont en contradiction avec le principe pollueur payeur, elles restent la priorité et absorbent la majorité des paiements (Bonnieux et al., 2006). Cette difficulté accentue les problèmes de distorsion de concurrence liés à la diversité des autres modes de régulation des pollutions, telles que les réglementations et les taxes, et des seuils de déclenchement. Ainsi les agriculteurs de certains pays peuvent être subventionnés pour améliorer des pratiques interdites ou taxées dans d'autres. Enfin le principe de compensation des pertes de profit semble exclure l'incitation nécessaire à l'adoption des MAE par les agriculteurs. Cela est particulièrement frappant pour les MAE, comme la conversion des terres arables en herbages extensifs, qui implique la perte d'une aide directe compensatoire de la baisse des prix, certes dûment compensée par le paiement agri-environnemental, mais à la pérennité moins bien assurée. Il en découle un manque de lisibilité des incitations procurées par la PAC dans son ensemble (Mollard et al., 2003). Dans les faits, les Etats membres ont bénéficié d'une grande marge de manœuvre dans le calcul des primes. Il se sont diversement affranchis de ces problèmes en négociant avec la Commission européenne (CE) des MAE plus ou moins marquées par les priorités nationales, notamment en terme de soutien au revenu agricole. C'est plus particulièrement le cas pour la Finlande, la Suède et l'Autriche qui ont utilisé les paiements agri-environnementaux pour compenser la baisse de leurs prix agricoles, consécutive à leur entrée dans l'UE en 1995.

Avec la réforme de 1999, le règlement 1257/99, appelé règlement du développement rural, ou deuxième pilier de la PAC, apporte plusieurs clarifications par rapport aux ambiguïtés précédentes. Les compensations sont désormais calculées en référence à de bonnes pratiques agricoles habituelles

(BPAH) qui doivent être spécifiées pour chaque mesure pour leur zone d'application. De plus, ces bonnes pratiques doivent être respectées par les contractants même pour les activités agricoles qui ne relèvent pas des mesures qu'ils ont choisies. Cette réforme permet donc de rémunérer le maintien de pratiques préexistantes se situant au-dessus des BPAH, même en l'absence de surcoûts calculables par rapport à la situation initiale. De telles MAE visent souvent à maintenir la pérennité d'une jointure entre bienfaits environnementaux et production agricole qui serait menacée par l'abandon de l'activité activité agricole dans les zones d'intérêt, telles que les marais dont les fonctions environnementales dépendent largement du maintien d'un élevage extensif. Cette problématique est très proche de celle des zones défavorisées. Dans ce cas, un dispositif tel que celui de l'indemnisation des handicaps naturels, s'appliquant à préserver cette jointure par des subventions conditionnées plus simples, peut s'avérer plus adapté que les MAE et plus économe en coûts de transaction, aussi bien pour l'administration que pour les agriculteurs.

En outre, la spécification des BPAH reconnait un droit à polluer. Elles ne sont pas nécessairement compatibles avec les normes environnementales s'appliquant aux milieux aquatiques riverains. Elles ont cependant l'avantage de fixer des limites tangibles et vérifiables. En 2003, la mise en place de la conditionnalité des aides au respect des directives et de bonnes conditions agronomiques et environnementales impulse une certaine harmonisation des bonnes pratiques habituelles au sein des régions, des Etats et de l'UE, et accroît le plus souvent leur niveau d'exigence. Les possibilités de subventionner la réduction des nuisances sont abaissées : certaines MAE rémunérant des adaptations modestes de l'usage des intrants polluants ou des successions culturales sont ainsi devenues obsolètes.

Le règlement 1257/99 prévoit également la possibilité d'ajouter un supplément incitatif à la compensation des pertes de profit dans le calcul des paiements, limité à 20 % par le règlement 445/2002. Un supplément additionnel, de 20 % également, peut être mobilisé pour les zones Natura 2000. Ces dispositions permettent, dans une certaine mesure, de tenir compte de la demande de la collectivité et de la nécessité d'offrir une incitation pour favoriser la contractualisation. Le vrai changement dans la structure des incitations procurées par la PAC provient cependant du découplage des aides du premier pilier, avec l'instauration des droits à paiement unique. La politique agricole devient plus cohérente et plus lisible vis-à-vis de l'environnement. Les MAE visant un changement de l'occupation du sol deviennent plus attractives. Ce constat encourageant doit être modéré en raison du maintien d'un couplage partiel de certaines aides du premier pilier et de la prime de 45 € par hectare attribuée aux cultures énergétiques. Cette incitation, visant la réduction des émissions de gaz à effet de serre, s'oppose dans certaines zones de grandes cultures à celles procurées par les MAE, pour la protection de la qualité de l'eau notamment.

L'évaluation à mi-parcours de l'application du règlement du développement rural 1257/99 a permis de repérer trois difficultés liées entre elles. L'une concerne la complexité institutionnelle et administrative de leur mise en œuvre, y compris à l'échelon communautaire. Cette complexité se traduit par des taux de participation aux mesures difficiles à anticiper, expliquant en partie la sous-consommation du budget. La deuxième difficulté concerne l'insuffisante prise en compte des attentes de la société dans le choix et l'élaboration des mesures proposées aux agriculteurs. La troisième difficulté concerne l'efficacité environnementale des MAE : cette efficacité est incertaine, sauf dans certains cas particuliers mis en exergue dans les évaluations nationales. Cela découle de l'absence de dispositif et de méthode permettant un suivi systématique et rigoureux des effets environnementaux des MAE.

Le règlement 1698/2005 tente d'apporter des améliorations vis-à-vis de ces insuffisances : introduction obligatoire de l'approche LEADER au sein du deuxième pilier, obligation faite aux Etats d'organiser une consultation publique dans la phase d'élaboration des MAE et de mettre en place un dispositif d'évaluation continue, possibilité pour des groupes d'action locale d'élaborer et de mettre en œuvre des MAE indépendamment des programmes nationaux, possibilité d'utiliser des mécanismes d'enchères pour conclure les contrats en vue d'améliorer le ratio coûts sur bénéfices. En raison de la reprise des négociations agricoles à l'Organisation mondiale du commerce (OMC), les suppléments incitatifs de 20 % sont abandonnés pour assurer le maintien des MAE dans la boite verte. En revanche, le calcul des primes peut inclure des coûts de transaction privés, c'est-à-dire les coûts administratifs à la charge des contractants de MAE. Pour être validé par la Commission européenne, ce calcul des coûts d'administration privés doit être basé sur la comparaison entre les agriculteurs engagés dans les MAE et ceux qui ne le sont pas. Des investigations ont été menées dans la cadre

Encadré 1 : L'hétérogénéité des programmes agri-environnementaux

Malgré un cadre européen commun, les mesures agri-environnementales sont très diverses dans leurs objectifs environnementaux et non environnementaux et leurs structures politiques : les pays unitaires ont en général un programme de développement rural unique, tandis que les pays fédéraux ont des programmes régionaux.

A l'exception des Pays-Bas et du Danemark qui se sont dotés de politiques plus coercitives de régulation des pollutions d'origine agricoles en raison de leur gravité, les programmes des autres pays sont dominés par des MAE visant l'amélioration de la qualité de l'eau et la lutte contre l'érosion.

Le programme finlandais bénéficie à la quasi-totalité de la surface agricole. Il fonctionne comme une aide directe conditionnée par le respect de bonnes pratiques, peu contraignantes, sur la fertilisation et la protection phytosanitaire. En plus du soutien au revenu, l'objectif est le maintien des terres arables face à l'expansion forestière.

En France, la prime à l'herbe est davantage ciblée sur le soutien des revenus des éleveurs extensifs, jugés défavorisés par la réforme de la PAC de 1992, que sur les bénéfices environnementaux de l'herbe, inégaux selon les zones considérées. C'est d'autant plus vrai que cette mesure ne distingue pas les prairies selon leur âge. La caractéristique de la France est qu'elle a changé trois fois de dispositif institutionnel en dix ans, alors que la plupart des pays ont maintenu une certaine continuité.

Le programme irlandais vise surtout la mise aux normes des petits élevages. La forme fortement dégressive du paiement en fonction de la surface permet de cibler les exploitations de moins de 40 hectares, fréquemment pluriactives. L'objectif est le maintien de ces petits exploitants pluriactifs, davantage pour des raisons sociales et culturelles d'aménagement du territoire que pour des objectifs environnementaux bien ciblés. Certains Länder allemands et régions italiennes privilégient le soutien aux produits agricoles différenciés, associant attributs de qualité et bienfaits environnementaux (agriculture biologique et productions fruitières intégrées).

du projet ITAES vis-à-vis des innovations institutionnelles de ce nouveau règlement. Quel que soit le pays considéré, une majorité d'acteurs institutionnels et de porteurs d'enjeux souhaitent, en vue d'une meilleure prise en compte de la demande sociale, une réduction de l'influence des Ministères de l'agriculture et des organisations professionnelles agricoles dans l'élaboration des MAE. Ces derniers n'y sont pas favorables. Les groupes d'action locale et les enchères séduisent surtout les organisations non gouvernementales, y compris agricoles parfois, qui émettent le plus de doutes sur l'efficacité des MAE. En revanche, les représentants gouvernementaux, en particulier ceux des institutions régionales, services de l'agriculture et de l'environnement confondus, sont réticents car ils sont plus sensibles aux coûts d'administration que ces innovations impliquent (Eggers et al., 2007).

Les effets des mesures agri-environnementales

Les mesures agri-environnementales sont basées sur des obligations de moyens, dont découlent le calcul et la justification des paiements, et non de résultats en termes d'impacts environnementaux. Ces derniers dépendent des facteurs suivants : a) causalité entre pratiques spécifiées et effet environnemental, b) localisation des surfaces contractualisées, c) taux de contractualisation dans les zones d'intérêt, d) respect des cahiers des charges par les contractants, e) pérennité des pratiques, avec ou sans renouvellement des contrats.

En général, les conditions d'efficacité environnementale des mesures ne sont pas documentées ni quantifiées dans les programmes mis en œuvre. Il en est de même pour les effets environnementaux attendus. Cette double lacune est un grand handicap pour l'évaluation des mesures et leur amélioration, que ce soit dans une optique coût-efficacité ou coût-bénéfice. Dans le cadre du programme ITAES, une méthode d'évaluation rapide a été testée dans neuf études de cas (Finn et al., 2007). Elle combine, d'une part l'information disponible sur la mise en œuvre du programme environnemental de ces régions, en termes de géographie des enjeux environnementaux et de surfaces soumises aux différentes mesures proposées, et, d'autre part, l'expérience et les connaissances d'experts d'horizon divers (scientifiques, animateurs et contrôleurs de terrain). Cette méthode reste limitée par son caractère qualitatif et relatif. Dans la pratique, il est également difficile de prendre en compte les interactions entre mesures. La méthode permet cependant, à moindre coût, de clarifier les contributions de chaque mesure à chaque objectif, intentionnel ou non, et de repérer les facteurs qui limitent l'efficacité d'une mesure donnée, ou de l'ensemble des mesures, vis-à-vis d'un objectif donné. L'encadré 2 donne les résultats agrégés par objectif pour la région Basse-Normandie. Le taux de participation aux mesures est la principale limite du dispositif, surtout pour l'objectif de qualité de l'eau.

Encadré 2 : Appréciation des facteurs d'efficacité des MAE en Basse Normandie en fonction des objectifs environnementaux

Sur la base des cahiers des charges des différentes mesures, le panel d'experts évalue sur une échelle de 0 à 5 la force de la causalité entre chaque mesure et chaque objectif environnemental de la nomenclature de l'Agence européenne de l'environnement (AEE). Ensuite, pour chacun des couple mesure-objectif qui a obtenu une note non nulle, le panel attribue une note pour chacun des autres facteurs : localisation des surfaces contractualisées, densité de ces surfaces dans les zones d'intérêt, respect des cahiers des charges par les contractants. Dans la mesure du possible, les notes sont attribuées à l'unanimité après concertation. Dans le cas contraire, l'écart-type indique l'étendue des différences d'appréciation.

Objectif	Causalité	Respect du cahier des charges	Bonne localisation	Taux de participation adéquat
Qualité du sol	2.9 (0.9)	4.0 (0.5)	2.9 (0.9)	2.2 (1.1)
Qualité de l'eau	3.4 (1.1)	4.1 (0.6)	3.3 (1.0)	1.9 (1.3)
Diversité des espèces	4.5 (1.0)	3.5 (1.0)	3.8 (1.3)	2.3 (1.0)
Qualité des habitats	3.8 (1.7)	3.6 (0.5)	3.9 (0.6)	2.5 (1.3)
Paysage	3.6 (1.2)	4.3 (0.5)	3.9 (0.4)	3.3 (1.6)

Source : Finn et al., 2007 (notes de 1 à 5, écarts-types entre parenthèses)

Causalité entre pratiques spécifiées et effet environnemental

La difficulté tient ici au fossé existant entre des pratiques agricoles très précisément spécifiées, mais contribuant souvent simultanément à plusieurs objectifs environnementaux. Inversement, plusieurs mesures contribuent à un même objectif. Dans certains cas, leurs effets se renforcent réciproquement (super-additivité). Dans d'autres cas c'est l'inverse, les effets d'une mesure étant réduits par l'application d'une autre mesure (sous-additivité). Ces relations causales entre mesures et objectifs varient spatialement et dans le temps. Par exemple, l'abattement des transferts d'intrants polluants par l'installation de bandes enherbées dépend du type de sol, la biodiversité des prairies soumises à une absence de fertilisation peut décroître pendant plusieurs années avant d'augmenter de nouveau. Cette causalité dépend aussi de l'existence d'effets de seuils et d'échelle, pour des territoires supérieurs à la parcelle ou à l'exploitation. Même connus, ces effets non linéaires sont rarement pris en compte. La non prise en compte des effets de seuils dans l'application des MAE conduit à d'importants gaspillages de fonds publics liés au saupoudrage géographique de mesures hétérogènes (Dupraz et al., 2007). Il est donc crucial d'identifier le territoire pertinent pour chaque objectif environnemental et d'examiner quelles surfaces, localisées précisément, doivent être soumises à quelles pratiques. Cela requiert un dispositif institutionnel de production et de capitalisation de connaissances localement spécifiques qui soit en mesure d'instruire la faisabilité et la compatibilité des objectifs environnementaux poursuivis. Au vu de l'analyse du comportement des agriculteurs, le partage de ces connaissances est déterminant dans leur attitude vis-à-vis des MAE.

Localisation des surfaces contractualisées

Ce facteur requiert l'examen du mécanisme de ciblage géographique. Dans certains cas, l'auto-sélection fonctionne. Pour une prime par hectare donnée, c'est le cas quand il y a une corrélation inverse entre la rentabilité agricole et le bénéfice non marchand des surfaces ciblées. L'utilisation tardive des prairies pour favoriser la reproduction des oiseaux nicheurs est exemple de cette situation. Il y a cependant de nombreux cas de sélection adverse : l'intérêt de la mesure de maintien et d'entretien des haies, très contractualisée dans l'Ouest de la France, réside principalement dans le maintien du réseau bocager. Néanmoins, il apparaît clairement que cette mesure n'est appliquée que sur des haies que les

agriculteurs n'avaient de toute façon pas l'intention de détruire avant l'échéance du contrat. Le même constat s'applique souvent pour les mesures visant la réduction des pollutions aquatiques : ces mesures sont souvent sélectionnées dans les zones où le respect du cahier des charges est le moins coûteux pour les agriculteurs, mais aussi le moins nécessaire. Face à ce problème, la restriction de l'éligibilité à certaines mesures aux zones d'intérêt prioritaire est la solution la plus simple, et la plus courante. Le principe du zonage est souvent contesté par les représentants agricoles, qui y voient une discrimination en termes d'effets redistributifs : pour les mesures visant la réduction des pollutions, les agriculteurs les plus polluants sont alors les principaux bénéficiaires.

Taux de contractualisation

Ce facteur dépend du comportement économique des agriculteurs d'une part, de la rémunération et de la forme des contrats proposés d'autre part. La forme des contrats comprend différents attributs : la durée, la flexibilité dans le choix des surfaces à contractualiser et dans le choix du cahier des charges, ainsi que les modalités de contrôle, de sanction et de renégociation.

Les premières études empiriques s'appuyaient sur des modèles de maximisation du profit où la rémunération du contrat est comparée aux coûts opérationnels associés à la mise en œuvre du cahier des charges. La plupart d'entre elles intégraient aussi des éléments de contexte rendant compte de l'attitude des agriculteurs vis-à-vis de l'environnement et de leur insertion dans des réseaux professionnels ou associatifs. Compte tenu de l'importance statistique de ces variables de contexte, une adaptation du modèle de comportement s'est avérée nécessaire. Le modèle de ménage agricole permet la nécessaire prise en compte des préférences personnelles des agriculteurs dans leur comportement de producteurs. En effet, les agriculteurs bénéficient de manière non rivale des biens non marchands qu'ils produisent et des paiements associés à cette production. La théorie des coûts de transaction permet d'intégrer les variables de contexte à l'analyse. Elle permet surtout de les construire plus rigoureusement en tant que déterminants d'une fonction de coût de transaction, intégrée à la formalisation du comportement de l'agriculteur (Ducos & Dupraz, 2006).

Le suivi pendant un an de 200 agriculteurs contractants a permis d'évaluer les coûts de transaction qui représentent environ 20 % des paiements, avec une variation allant de 5 à 35 % selon les MAE (Mettepenningen et al., 2007). Cette étude identifie des déterminants principaux des coûts de transaction. Les résultats sont cohérents avec ceux de l'analyse de l'adoption des MAE menée sur 2000 agriculteurs et permettent d'affiner leur interprétation (Arnaud et al., 2006). L'accès à l'information, la confiance de l'agriculteur dans la fiabilité des procédures administratives et sa confiance dans la bonne volonté de l'Etat diminuent les coûts de transaction et augmentent la probabilité d'adoption. Ils affectent très nettement la probabilité d'adoption des MAE. Il apparaît donc que ces coûts de transaction constituent des barrières à la contractualisation.

La théorie des coûts de transaction enseigne qu'ils augmentent avec la spécificité des actifs, c'est-à-dire avec la difficulté d'utiliser à d'autres fins les moyens engagés dans la transaction considérée. L'analyse du choix des agriculteurs entre différentes combinaisons de mesures caractérisées par différents niveaux de spécificité des actifs illustre ce résultat pour les MAE (Ducos & Dupraz, 2007). Cela explique pourquoi les mesures les mieux rémunérées, qui sont donc les plus contraignantes et souvent les plus ambitieuses sur le plan environnemental (protection de la biodiversité et certaines actions de restauration des paysages), sont aussi les moins contractualisées. Cela provient en grande partie de la non prise en compte des coûts de transaction dans le calcul des paiements. Il s'ensuit que les mesures les plus attractives pour les agriculteurs sont aussi les moins ambitieuses.

L'examen de l'adoption réelle des contrats ne permet pas de décrire comment les coûts de transaction varient avec les caractéristiques des contrats puisque les contrats réels ont tous la même durée, les mêmes possibilités de choix des mesures et de surfaces à engager, ainsi que les mêmes modalités de contrôle. C'est la raison pour laquelle la méthode des programmes a été mise en œuvre. Les agriculteurs enquêtés ont été confrontés à des contrats alternatifs dont les caractéristiques, et les rémunérations, différent des contrats réels. L'analyse de leurs arbitrages entre ces contrats fictifs permet de mesurer la variation de leur consentement minimal à recevoir pour des modifications de ces caractéristiques, c'est-à-dire la modification de la prime nécessaire pour qu'ils maintiennent la même surface sous contrat compte tenu de ces modifications. En Basse-Normandie par exemple, l'allongement de la durée des contrats de 5 à 10 ans nécessiterait une augmentation de 10 % des paiements annuels, toutes choses égales par ailleurs. Cette méthode a donné des résultats remarquablement cohérents dans les neuf pays où elle a été testée (Ruto & Garrod, 2007). Elle constitue donc un bon outil pour l'adaptation des primes, y compris pour des modifications techniques concernant le cahier des charges des mesures.

L'adaptation du niveau des paiements n'est pas le seul moyen mobilisable pour améliorer le taux de contractualisation. Il est également possible de jouer sur la qualité institutionnelle d'élaboration et de mise en œuvre des mesures. La sensibilité environnementale des agriculteurs en interaction avec leur compréhension des objectifs et des processus a un rôle significatif qu'il est possible d'exploiter, de même pour l'appui administratif et technique d'organisations non gouvernementales ou privées. Enfin, le manque de confiance dans la volonté et les procédures des pouvoirs publics ne peut probablement pas être totalement compensé par le niveau de la prime.

Respect des cahiers des charges par les contractants

La Cour des comptes européenne a pointé plusieurs insuffisances dans les procédures de contrôle des MAE pourtant validées par la Direction de l'agriculture de la Commission européenne. Il s'agit notamment du poids trop important donné aux déclarations des contractants dans ces procédures et du décalage entre les cahiers des charges et les points de contrôle jugés insuffisants ou inadaptés.

Les sanctions sont souvent insuffisantes pour être réellement dissuasives. Elles apparaissent en outre inéquitables quand les taux de non conformité sont élevés : en effet, dans une telle situation, l'administration n'a pas alors les moyens d'accroître les taux de contrôle au niveau adéquat, ni les sanctions encadrées par le corpus juridique général.

Ces difficultés et ces critiques, basées sur des principes de bonne gouvernance, relèvent cependant d'une vision des

contrats davantage basée sur le texte que sur la qualité de la relation entre les parties. Dans le cas des MAE, une telle vision risque d'alimenter l'inflation bureaucratique sans améliorer l'impact des contrats sur les pratiques réelles des agriculteurs. Comme pour le taux de contractualisation, l'amélioration du respect des cahiers des charges peut aussi être recherchée dans l'amélioration de la relation entre les pouvoirs publics et les agriculteurs, en prenant appui sur les réseaux existants ou en les renforçant.

Pérennité des pratiques et des impacts, avec ou sans renouvellement des contrats

En général basées sur des contrats de 5 ans, les MAE sont bien adaptées à l'introduction d'innovations qui s'avéreront durables dans le contexte économique *ex post*, comme la conversion à l'agriculture biologique ou l'introduction de cultures intermédiaires, bénéfiques sur le plan agronomique. Ce n'est pas vrai dans tous les cas, notamment pour les processus agro-environnementaux lents et les flux de services environnementaux qui nécessitent un soutien permanent. Dans ce cas, d'autres instruments doivent être utilisés, par exemple des subventions conditionnées de manière adéquate.

Le découplage des aides du premier pilier, l'augmentation du budget et du taux de cofinancement des MAE et de l'indemnité de compensation des handicaps naturels (ICHN) vont dans ce sens. Le découplage réduit les incitations contradictoires en matière d'utilisation du sol et la conditionnalité des aides accroît l'attractivité des paiements environnementaux en raison des complémentarités de coûts entre les différentes productions environnementales. Des efforts importants doivent néanmoins être menés pour un meilleur ciblage des services environnementaux pour lesquels les MAE peuvent s'avérer efficaces. Cela suppose le respect du principe pollueur payeur, même si des mesures transitoires d'aides accompagnant l'adaptation des systèmes de production ne sont pas à exclure.

Du point de vue institutionnel, les porteurs d'enjeux souhaitent une réduction de l'influence du ministère de l'agriculture et des organisations professionnelles agricoles. Cela est cohérent avec le fait que le ciblage des biens environnementaux est rarement compatible avec les critères de ciblage pour le soutien des revenus. De plus les coûts de transaction, publics et privés, sont particulièrement élevés par rapport aux paiements versés dans le cadre des MAE. Ils en font l'un des plus mauvais instruments de soutien au revenu.

Pierre Dupraz et Michel Pech
UR122 ESR, INRA Rennes
pierre.dupraz@rennes.inra.fr - michel.pech@rennes.inra.fr

Pour en savoir plus

Bonnieux, F. ; Dupraz, P. ; Latouche, K. (2006). *Experience with agri-environmental schemes in EU and non-EU members*. Notre Europe (www.notre-europe.eu). 14 p.

Mollard, A. ; Chatellier, V. ; Codron, J.M. ; Dupraz, P. et Jacquet, F. (2003). L'agriculture contre l'environnement ? Diagnostic ; solutions et perspectives économiques. *Annales des Mines n° 30 ;* pp. 37-59.

Ducos, G. and Dupraz, P. (2006). *Private provision of environmental services and transaction costs : Agro-environmental contracts in France*. Contribution paper to the 3rd world congress of environmental and resource economists ; Kyoto ; Japan ; July 3-7 2006. 24 pages.

Ducos, G. and Dupraz, P. (2007). *What determines the choice over asset specificity ? An empirical test with agro-environmental contracts*. 24es Journées de Microéconomie Appliquées ; 31 mai et 1er juin à Fribourg (Suisse). 18 p.

Dupraz, P. ; Latouche, K. ; Turpin, N. (2007). Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuils. A paraître in *Cahiers d'économie et sociologie rurales ; n° 82-83 ; 2007*

Consulter aussi les rapports publics du projet ITAES : http//:merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website.

Arnaud, S. ; Bonnieux, F. ; Dupraz, P. (2006). Consolidated Report on Farm surveys : ITAES WP8 Final report. 50 p.

Eggers, J. ; Beckmann, V. ; Mettepenningen, E. ; Melf-Hinrich Ehlers ; Hurrelmann, A. ; Kunz, A. & Hagedorn, K. (2007). Analysing Institutional Arrangements for Agri-Environmental Schemes in Europe : ITAES WP4 Final Report. 295 p.

Finn, J.A. ; Bourke, D. ; Kurz, I. and Dunne, L. (2007). Estimating the environmental performance of agri-environmental schemes via use of expert consultations : ITAES WP5 Final report. 133 p.

Mettepenningen, E. ; Verspecht, A. ; Van Huylenbroeck, G. ; D'Haese, M. ; Aertsens, J. & Vandermeulen, V. (2007). Analysis of private transaction costs related to agri-environmental schemes : ITAES WP 6Consolidated report. 128 p.

Ruto E. & Garrod G. (2007). ITAES WP7 final report. 26 p.

Diffusion : Martine Champion, INRA SAE2 - Mission Publications, 65 Bd de Brandebourg - 94205 Ivry Cedex
Egalement disponible (au fomat pdf) sur le site : http://www.inra.fr/Internet/Departements/ESR/publications/iss/
Téléphone : 01 49 59 69 34 - Télécopie : 01 46 70 41 13
Dépôt légal : 3e trimestre 2007 - ISSN : 0988-3266 - Commission Paritaire n° 0108 B 06817
Réalisation et Impression : Bialec - 54001 Nancy Cedex