

Mise en oeuvre et acceptabilité des politiques contractuelles agro-environnementales

RAPPORT SCIENTIFIQUE

(Environ 30 pages, hors annexes)

Mise en oeuvre et acceptabilité des politiques contractuelles
agro-environnementales

PROGRAMME S3E 2004

Nom du responsable scientifique du projet: Philippe Bontems (INRA Toulouse)

Noms des autres partenaires scientifiques bénéficiaires:

INRA Rennes: Pierre Dupraz

Cemagref Clermont-Ferrand: Nadine Turpin

Université de Paris X Nanterre: Gilles Rotillon

Table des matières

1	Introduction	2
2	Analyse des décisions d'acceptation des mesures agri-environnementales	5
2.1	Introduction	5
2.2	Problématique de l'adoption : l'approche par le consentement à recevoir	6
2.3	Méthodologie : mise en évidence et déterminants des coûts fixes de l'adoption	7
2.4	Résultat : les coûts fixes sont principalement des coûts de transaction .	9
3	Coordination des efforts agri-environnementaux en présence d'effet de seuil	11
3.1	Contexte général de l'étude	11
3.2	Éléments de méthodologie	12
3.3	Résultats obtenus	13
3.4	Implications pratiques	14
4	Politiques agri-environnementales et distribution du soutien au revenu	16
4.1	Contexte général de l'étude	16
4.2	Les perceptions de l'équité des MAE par les acteurs institutionnels . . .	16
4.3	Éléments de méthodologie	19
4.4	Résultats obtenus	21
4.5	Implications pratiques	24
5	L'hypothèse du revenu relatif dans les préférences	25
5.1	Contexte général de l'étude	25
5.2	Éléments de méthodologie	26
5.3	Résultats obtenus	27
6	Normes sociales et sanctions du marché pour le respect des normes environnementales	29
6.1	Introduction	29
6.2	La méthodologie	30
6.2.1	La condition de mise en conformité	32
6.2.2	Le taux de conformité à l'équilibre	32
6.3	Les principaux résultats	33
7	Conclusions	37

1 Introduction

Les mesures agri-environnementales (MAE) visent à améliorer les impacts environnementaux de l'agriculture. Elles reposent sur une démarche contractuelle avec des agriculteurs volontaires. En échange d'un engagement sur des pratiques agricoles déterminées par des cahiers de charges-types (réduction des intrants, équilibre de la fertilisation azotée, extensification des productions bovines ou ovines, préservations des races menacées etc.), les agriculteurs signataires sont indemnisés à hauteur des surcoûts moyens d'adoption des MAE, estimés par des groupes d'experts locaux. Le contrat a une durée de 5 ans. En France, les MAE ont représenté près de 6% des aides directes totales versées aux agriculteurs sur la période 2000-2006.

D'un point de vue économique, la construction de ces mécanismes contractuels peut s'analyser à l'aide des outils de la théorie moderne des incitations (Laffont et Tirole, 1993, Laffont et Martimort 2002). La présence d'asymétries d'information complique la tâche du régulateur dans la mesure où certaines caractéristiques des producteurs, notamment le surcoût lié à l'adoption des MAE, sont difficiles à apprécier au niveau individuel (anti-sélection) et où les décisions des agriculteurs, pertinentes pour l'exécution du contrat, peuvent ne pas être observables, du moins à un coût raisonnable (risque moral). En particulier, le coût d'opportunité du travail pour l'agriculteur est susceptible d'être une information privée et pertinente pour l'efficacité des MAE, dans la mesure où l'usage d'input polluants (engrais, pesticides...) et le travail sont substitués. L'incertitude inhérente aux processus de production et de pollution dans le domaine agricole suscite également des problèmes de partage du risque entre contractants, notamment lorsque les préférences des agriculteurs sont caractérisées par de l'aversion envers le risque. Enfin, au moment de la signature d'un contrat, l'état de l'environnement économique qui présidera à l'exécution du contrat est partiellement incertain. Or il en conditionne les coûts d'opportunité. L'élaboration des clauses contractuelles vise à sécuriser chaque contractant vis-à-vis des incertitudes et de l'opportunisme de l'autre partie. Elles prennent plus ou moins en compte ces différentes contingences, asymétries d'information, et coûts de transaction pour chacune des parties.

Il faut noter également que les aides apportées aux agriculteurs pour la mise en place de MAE appartiennent au deuxième pilier de la PAC, qui comprend des aides au développement rural, et aux autres domaines de l'agriculture tels que l'environnement, la qualité des produits, le bien être des animaux, l'installation des jeunes, les régions fragiles, etc. Elles entrent dans la boîte verte des soutiens internes reconnus par l'Accord sur l'Agriculture du Cycle d'Uruguay, cette boîte verte comprenant des mesures internes de soutien qui n'ont pas ou peu d'effets distorsifs sur les échanges et la production : le soutien doit être accordé par des programmes financés par des fonds publics et ne pas impliquer des transferts des consommateurs, il ne doit pas faire fonction de soutien des prix aux producteurs. Or la fourniture d'aménités par les exploitations agricoles est caractérisée par une jointure entre les biens marchands et non-marchands produits (par exemple, réduction du lessivage des apports d'azote, entretien du paysage...). Ce fait pose deux problèmes aux Etats : d'une part, pour utiliser des transferts budgétaires conformes à la boîte verte pour préserver la multifonctionnalité de l'agriculture, il deviendrait nécessaire de rompre cette jointure (et donc de financer la fourniture de services par les agriculteurs qui entreraient alors en compétition avec des sociétés de service), et d'autre part le "degré de jointure" entre productions marchandes et non-marchandes peut constituer une information privée des exploitants, susceptible d'évoluer dans temps en fonction des conditions du marché ou des contraintes internes à l'exploitation.

Le projet développé ici vise à enrichir la littérature selon deux axes principaux. Le premier thème de recherche consiste à analyser l'acceptabilité et la construction optimale des politiques agro-environnementales contractuelles. Le deuxième axe de recherche a eu pour but une exploration des implications pour le contrôle de ces politiques de l'aversion des individus pour la fraude et de la possibilité de sanctions par le marché en cas de violation des engagements prescrits par les contrats.

Le rapport est ainsi organisé en cinq parties qui se complètent :

1. une analyse empirique de la décision d'acceptation par les agriculteurs dans le cadre de MAE existantes en France et en Europe,

2. une étude des conséquences de la prise en compte d'un effet de seuil environnemental sur la forme des politiques contractuelles,
3. une recherche des modifications à apporter à ces politiques contractuelles lorsqu'à l'objectif de régulation environnemental celles-ci ajoutent un objectif de redistribution des revenus,
4. des travaux sur les modifications de ces politiques induites par des préférences individuelles différentes vis-à-vis de la distribution des aides,
5. une exploration des implications pour le contrôle de ces politiques de l'aversion des individus pour la fraude.

Ce rapport passe donc en revue les résultats obtenus dans chacune des parties avant de conclure dans la dernière section.

2 Analyse des décisions d'acceptation des mesures agri-environnementales

Ce chapitre rapporte les travaux effectués dans le cadre des articles, Ducos, G. et Dupraz, P. (2007), *The Asset Specificity Issue in the Private Provision of Environmental Services : Evidence from Agri-Environmental Contracts*, et Ducos G., Dupraz P. et Bonnieux F. (2007), *Agri-Environmental Contract adoption under fixed and variable costs*, présentés en annexe.

2.1 Introduction

Les mesures agri-environnementales (MAE) visent à promouvoir des pratiques agricoles améliorant l'impact environnemental de l'agriculture sur la qualité de l'eau et de l'air, la biodiversité et le paysage. Elles sont mises en œuvre par des contrats proposés par l'Etat aux agriculteurs. La décision d'accepter un contrat est un acte volontaire de l'agriculteur qui conditionne l'efficacité environnementale des MAE. L'analyse des performances environnementales des MAE dans neuf régions européennes a montré que le taux de participation était le facteur qui limitait le plus ces performances, et ce, quelque soit l'objectif environnemental visé (Finn et al., 2007). En présence d'effets de seuil ou de non linéarité entre les pratiques contractuelles et les impacts environnementaux, une participation insuffisante peut même conduire à des performances non perceptibles et donc à un gaspillage très significatif de fonds publics (voir le chapitre 2).

Le cahier des charges des contrats MAE spécifie des pratiques allant au-delà des obligations légales en matière de respect de l'environnement. Depuis l'entrée en vigueur, en 2005, de la conditionnalité des aides relevant de la politique agricole commune (PAC), ces pratiques contractuelles doivent également dépasser les conditions d'attribution des aides. Concrètement, les obligations légales et la conditionnalité n'offrent pas toujours de normes suffisamment précises en terme de pratiques agricoles pour caler les diverses MAE. C'est pour cela que, depuis 1999 (règlement 1257/99), la réglementation européenne impose la spécification de bonnes pratiques agricoles habituelles (BPAH) fournissant les itinéraires techniques de référence pour chaque MAE. Les BPAH servent

à estimer le surcoût ou le manque à gagner liés au respect du cahier des charges qui servent de base au calcul des paiements offerts par les contrats. Les BPAH, les paiements et les cahiers des charges sont définis, ou adaptés à partir de textes nationaux, au niveau régional en fonction des priorités environnementales et des conditions agricoles locales. En outre, depuis la mise en place des contrats d'agriculture durables en 2004, l'éligibilité à certaines mesures est restreinte à certaines zones infra régionales. Les agriculteurs d'une même zone font donc face à un même menu de mesures et à un même paiement unitaire pour chaque mesure. A de rares exceptions près, dont la prime à l'herbe qui n'est pas étudiée ici, l'agriculteur choisit la surface qu'il met sous contrat.

2.2 Problématique de l'adoption : l'approche par le consentement à recevoir

Pour une exploitation donnée, le paiement proposé pour une MAE diffère donc positivement ou négativement du consentement à recevoir de l'agriculteur pour le respect du cahier des charge de cette MAE. Le consentement à recevoir est le paiement minimal que l'agriculteur est prêt à accepter pour mettre en œuvre le contrat. Il ne signe donc ce contrat que si la paiement offert dépasse son consentement à recevoir. L'analyse de la composition et des déterminants de l'hétérogénéité des consentements à recevoir des agriculteurs est donc fondamentale pour comprendre les décisions d'acceptation des MAE. Nous distinguons trois termes du consentement à recevoir : la perte de profit de l'exploitation liée au respect des spécifications techniques du cahier des charges, le consentement à payer de l'agriculteur découlant de sa satisfaction personnelle à contribuer à l'amélioration de l'environnement, et les coûts de transactions associés à la négociation et à la mise en œuvre du contrat. Le consentement à payer constitue une subvention privée de l'agriculteur aux MAE, qui explique pourquoi certains agriculteurs adoptent des pratiques plus respectueuses de l'environnement sans aides. La mise en évidence du rôle et des déterminants de ces coûts de transaction supportés par les agriculteurs constituent un des apports originaux de la recherche dans le cadre de ce

projet. Elle permet d'apporter des éléments de réponse à deux questions soulevées par les résultats de l'adoption des MAE en France : pourquoi les plus petites exploitations adoptent-elles moins fréquemment que les grandes, et pourquoi les mesures offrant les paiements les plus élevés par hectare sont-elles les moins fréquemment adoptées ?

2.3 Méthodologie : mise en évidence et déterminants des coûts fixes de l'adoption

Dans les études antérieures de l'adoption des MAE, le consentement à recevoir moyen est supposé croissant avec la surface mise sous contrat. Cela provient d'une hypothèse de croissance de la perte marginale de profit : on considère en effet que l'hétérogénéité de la terre conduit à une hétérogénéité des variations de profit associée à l'application des pratiques homogènes spécifiées par le contrat. De plus, en raison de l'hypothèse classique de convexité des préférences, le consentement à payer marginal de l'agriculteur est supposé décroissant : l'utilité directement retirée d'une unité supplémentaire de service environnemental est inférieure à l'utilité retirée de l'unité précédente. Le paiement étant fixe par hectare, l'agriculteur met en priorité sous contrat les surfaces pour lesquelles son consentement à recevoir est le plus faible. Sous l'hypothèse de maximisation de l'utilité, le dernier hectare mis sous contrat est celui pour lequel le consentement à recevoir marginal égale le paiement unitaire. Inversement, si le paiement n'excède pas le consentement à recevoir pour la plus petite surface admissible, le contrat n'est pas signé. Cette hypothèse de consentement à recevoir croissant ne permet pas d'expliquer pourquoi les plus petites exploitations adoptent moins fréquemment. C'est pourquoi nous avons introduit dans le modèle microéconomique des coûts fixes spécifiques à l'adoption de MAE, tout en maintenant l'hypothèse de consentement à recevoir marginal croissant, justifiée par les hypothèses précédentes. Ces coûts fixes correspondent à des investissements indivisibles nécessaires à la mise en œuvre du contrat. En présence de coûts fixes, le consentement à recevoir moyen est d'abord décroissant, pour les surfaces les plus faibles, puis redevient croissant en raison de la croissance du consentement à recevoir marginal. Le consentement à recevoir moyen

n'est donc inférieur au paiement unitaire proposé qu'au delà d'une surface critique. La présence de coûts fixes peut donc expliquer pourquoi les plus petites exploitations, qui ne disposent pas d'une telle surface à mettre sous contrat, n'adoptent pas les MAE.

Tester ce modèle micro-économique de comportement des agriculteurs face aux MAE pose un problème classique en économétrie : les fonctions étudiées, ici le consentement à recevoir et ses diverses composantes, ne sont pas observées. L'observation concerne le choix effectué par les agriculteurs, contractants et non contractants, et la surface contractualisée le cas échéant. La méthode utilisée est basée sur la construction d'une enquête visant à mesurer les déterminants des composantes du consentement à recevoir chez les uns et chez les autres. Les variables correspondantes doivent être soigneusement construites afin d'être exogènes par rapport au choix étudié. Certaines variables sont des caractéristiques de la fonction d'utilité comme la sensibilité environnementale de l'agriculteur supposée expliquer les différences de consentements à payer entre agriculteurs, d'autres caractérisent les contraintes techniques quasi-permanentes du système de production comme la surface toujours en herbe ou la disponibilité du travail, supposés déterminer la variation de profit agricole liée au respect du cahier des charges. L'originalité de la présente enquête réside dans le soin apporté au recueil de donnée et à la construction de variables déterminantes de l'hétérogénéité des coûts de transaction. Conformément à la théorie des coûts de transaction, ces variables décrivent la perception de l'opportunisme de l'autre partie et l'incertitude concernant l'évolution du contexte économique, vis-à-vis du dispositif institutionnel notamment, ainsi que les déterminants jouant sur la perception de l'incertitude compte tenu de la rationalité limitée des agents, comme l'insertion dans les réseaux professionnels, le recours habituel au conseil ou la participation à des programmes antérieurs. La confiance dans la bonne volonté de l'Etat tient une place à part au sens où cette notion ne fait pas partie du corpus théorique habituel. La confiance se présente comme un substitut aux coûts de transaction : elle peut être vue comme réduisant la croyance dans un opportunisme réduit ou absent de la part de l'autre partie, ici l'Etat. Enfin certaines caractéristiques des agriculteurs peuvent jouer de manière contradictoire sur plusieurs composantes du

consentement à recevoir : par exemple le niveau d'éducation peut accroître le manque à gagner, en supposant une efficacité plus élevée de la combinaison productive en l'absence de contrat, tout en abaissant les coûts de transaction si elle induit une plus grande capacité à gérer le contrat. L'enquête utilisée a été réalisée en 2005 dans le cadre du projet européen ITAES chez plus de 2000 agriculteurs de neuf régions ou pays européens, dont 321 en Basse-Normandie. Les contractants y sont surreprésentés à dessein.

La méthode économétrique de mise en évidence des coûts fixes est basée sur le principe suivant. En l'absence de coûts fixes, le consentement à recevoir marginal est la courbe d'offre de surface à contractualiser : il détermine donc simultanément le choix de contractualiser ou non et la surface optimale sous contrat le cas échéant. La même équation, donc les mêmes déterminants doivent dans ce cas expliquer les deux choses : la surface sous contrat est la variable, censurée à zéro pour les non contractants, d'un modèle Tobit simple. En présence de coûts fixes, le consentement à recevoir marginal détermine toujours la surface optimale mise sous contrat, mais c'est le consentement à recevoir moyen, intégrant les coûts fixes, qui détermine la décision d'adopter : il y a donc deux équations distinctes conduisant à un modèle Tobit généralisé, dont le Tobit simple est un cas particulier. L'estimation du Tobit généralisé en deux étapes permet donc de constater directement dans quelle situation on se trouve. En outre, si les résultats diffèrent entre les deux étapes, les déterminants de l'adoption, c'est-à-dire du consentement à recevoir moyen, qui n'influent pas sur la surface contractualisée, c'est-à-dire sur consentement à recevoir marginal, sont par déduction des déterminants des coûts fixes.

2.4 Résultat : les coûts fixes sont principalement des coûts de transaction

L'estimation du Tobit généralisé a été réalisée sur l'échantillon européen, la Basse Normandie étant la zone d'enquête de référence. Les résultats prouvent sans ambiguïté l'existence de coûts fixes. Conformément à de nombreux résultats antérieurs, l'adoption

des MAE et la surface contractualisée sont favorisées par la sensibilité environnementale, qui accroît le consentement à payer des agriculteurs pour mettre en œuvre les MAE, et par les systèmes de production les plus extensifs, pour lesquels la perte de profit associée au respect d'un même cahier des charges est relativement moindre. La comparaison entre les deux étapes de l'estimation du Tobit généralisé montre que les déterminants univoques des coûts de transaction ne sont significatifs, et très nettement, que pour expliquer l'adoption. Ils n'expliquent pas la surface sous contrat des contractants. Ces déterminants des coûts de transaction sont donc des déterminants des coûts fixes. Il s'agit de la confiance dans la bonne volonté de l'Etat, de la perception de la qualité du dispositif institutionnel, de l'insertion dans les réseaux professionnels, dont pour les Français, le recours habituel au conseil de gestion. Cela n'exclut pas l'existence d'autres coûts fixes, d'origine technique notamment, mais ils ne sont pas mis en évidence dans cette étude. Cela provient probablement de la diversité des MAE incluses dans l'échantillon : la mise en évidence de coûts fixes techniques, liés à des investissements matériels particulier comme le lamier scie pour l'entretien des haies, nécessiterait de bâtir un échantillon pour cette seule mesure.

La portée de nos résultats est plus générale : des coûts de transactions liés aux MAE existent et constituent des barrières à l'adoption. L'existence de ces coûts de transaction est confirmée par une tentative de mesure directe par le suivi d'agriculteurs contractants : les coûts mesurés s'élèvent en moyenne à 20% des paiements. Ils sont compris entre 5 et 35% selon les MAE étudiées et dépendent des mêmes déterminants que ceux que nous avons mis en évidence. Notre étude montre en outre que les coûts de transaction perçus par les non contractants sont supérieurs.

3 Coordination des efforts agri-environnementaux en présence d'effet de seuil

Ce chapitre rapporte les travaux effectués dans le cadre des articles Dupraz P., Latouche K. et Turpin N., 2007, *Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuil*, Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales, n°82-83, 6-32, et Dupraz P., Latouche K., Turpin N., 2007, *Threshold effect and coordination of agri-environmental efforts*, présentés en annexe.

3.1 Contexte général de l'étude

L'objectif de ce chapitre est de proposer des procédures d'élaboration et de mise œuvre des programmes agri-environnementaux pour assurer leur efficacité environnementale et sociale, lorsque les processus bio-physiques en jeu sont caractérisés par des effets de seuils. La régulation publique est alors confrontée à deux problèmes bien distincts : d'une part les asymétries d'information, relevant classiquement de la théorie des contrats et des solutions qu'elle préconise, et d'autre part une incertitude que partagent régulateur et agents sur la relation entre pratiques agricoles et états de l'environnement. Ces deux difficultés se cumulent fréquemment dans les programmes agri-environnementaux et peuvent conduire, en présence d'effets de seuils, à l'absence d'effet environnemental et au découragement des agriculteurs.

Les effets de seuil, ou discontinuités écologiques, sont définis comme une modification soudaine d'une propriété donnée d'un système écologique, à la suite de la variation lente et continue d'une variable indépendante. L'existence de telles discontinuités génère des phénomènes de non-convexité qui sont abondamment analysés en économie des ressources naturelles. L'exploitation de ces ressources naturelles, en présence d'effet de seuil, est caractérisée par la présence de plusieurs équilibres possibles, et nécessite l'élaboration de politiques de gestion dynamiques. Mais faute d'information suffisamment précise, les décideurs locaux sont donc souvent amenés à élaborer les politiques locales agri-environnementales sans tenir compte de la possibilité d'effets de seuil, ce qui diminue l'efficacité de ces politiques et conduit à un gaspillage de fonds publics. La probabilité d'un tel gaspillage est accrue en situation d'information imparfaite sur

le comportement des agriculteurs. En effet, l'adoption de pratiques respectueuses de l'environnement dépend, au-delà du montant de la subvention associée à cette adoption, de caractéristiques individuelles de l'exploitation, de l'exploitant et des réseaux dans lesquels ils sont impliqués (voir chapitre 1). Lorsqu'il élabore une politique visant à améliorer l'état de l'environnement, le régulateur ne peut tenir compte des caractéristiques individuelles de chacun des agents à qui il va proposer un contrat. Ces asymétries d'information sont source d'inefficacités, inefficacités qui néanmoins peuvent être réduites.

3.2 Eléments de méthodologie

Nous nous intéressons dans ce chapitre aux politiques agri-environnementales qui sont confrontées à ces deux difficultés : effets de seuils et information imparfaite. Un modèle économique, reposant sur analyse des mesures agro-environnementales proposées aux agriculteurs en France, permet d'analyser la possibilité de construire un mode de régulation simple, tenant compte notamment des limites imposées par les coûts de transaction.

Ce modèle considère que l'effet environnemental, recherché à moyen terme par un régulateur local, dépend à la fois de la surface proposée à la contractualisation par les agriculteurs, et par l'effort (l'amplitude des modifications de pratiques) que ces agriculteurs réalisent sur ces surfaces. L'effet de seuil se manifeste par la propriété suivante : si l'effort consenti est trop faible ou si la surface contractualisée est trop petite, il n'y aura pas d'effet environnemental. Le modèle considère de plus que chaque agriculteur retire une utilité de la protection du bien public local que représente l'effet environnemental recherché. Cette utilité, individuelle, dépend bien entendu des caractéristiques de l'agriculteur (voir chapitre 1).

L'existence de l'effet de seuil se traduit par une discontinuité dans la fonction décrivant le consentement à payer du régulateur pour le bien environnemental au nom de la collectivité (ce consentement est nul en deçà du seuil, puisque l'effet environnemental est nul). De plus, le territoire sur lequel l'effet est recherché est considéré comme suffi-

samment vaste pour que l'action d'un seul agriculteur ne puisse permettre d'atteindre l'effet recherché.

3.3 Résultats obtenus

En l'absence de politique agri-environnementale, puisqu'aucun agriculteur ne peut permettre d'atteindre l'effet environnemental recherché de par sa seule action, aucun agriculteur ne fournit de service environnemental. Le régulateur propose un contrat aux agriculteurs, qui reçoivent un paiement en échange d'un effort environnemental sur la surface qu'ils choisissent librement de contractualiser (ils peuvent ne proposer aucune surface s'ils le souhaitent). Le régulateur cherche à déterminer l'effort adapté à la zone sur laquelle il intervient, et le paiement associé pour qu'un effet environnemental soit obtenu. De façon classique, si le régulateur connaît le consentement à payer des agriculteurs de cette zone et la technologie environnementale, il n'éprouve aucune difficulté à fixer le niveau d'effort et le paiement associé.

Lorsqu'on assouplit ces hypothèses (technologie connue et fonction de coût connue des agriculteurs voisins et du régulateur), ce résultat n'est plus du tout le même. Il suffit en effet que le régulateur ne connaisse pas avec précision le consentement à recevoir individuel des agriculteurs pour qu'il ne puisse plus déterminer l'effort environnemental à fournir. Dans cette situation, il pourrait fixer arbitrairement l'effort nécessaire mais il a alors besoin de connaître l'utilité que retirent les agriculteurs de l'effet environnemental pour adapter le paiement à cet effort (pour que suffisamment d'agriculteurs proposent des surfaces à la contractualisation et qu'un effet environnemental soit obtenu). Par contre, le régulateur peut proposer un contrat différent aux agriculteurs : ce contrat fixe arbitrairement l'effort à fournir sur les parcelles contractualisées, propose un paiement tel que le consentement à payer du régulateur (ou sa contrainte budgétaire) soit saturé si toute la surface éligible est contractualisée, mais ne devient effectif que si une surface minimale, S_m , est proposée à la contractualisation. Cette surface minimale assure qu'un effet environnemental sera obtenu.

Cette modélisation montre comment on peut tirer parti de l'utilité directe que les

agriculteurs dérivent de certains biens environnementaux qu'ils contribuent à produire, tout en suscitant un comportement coopératif. Ainsi, l'envoi par le régulateur d'un signal, comme l'instauration d'un taux minimal de contractualisation dans une zone donnée, constitue une information conduisant à accroître la probabilité de participation des agriculteurs qui sont sensibles à l'efficacité environnementale de leurs engagements contractuels. De plus, dans le cas d'objectifs environnementaux correspondant à une forte demande sociale, mais caractérisés par des effets de seuils incertains, une gestion pérenne et évolutive des programmes permet une capitalisation locale des compétences, les premières actions intégrant dans leurs objectifs la réduction des incertitudes sur les processus bio-physiques.

3.4 Implications pratiques

La diversité des situations agri-environnementales ne permet pas en général de définir des politiques efficaces à un échelon territorial élevé. L'effet environnemental doit être recherché sur un territoire de taille permettant de nouer des cohérences entre les acteurs et les ressources dont ils sont dotés. Les collectivités locales apparaissent les plus légitimes pour réaliser l'animation associée à une construction évolutive visant à maintenir la motivation et la coopération entre les différents acteurs, bureaux d'étude, associations environnementales, groupements de producteurs, industries d'amont et aval, agriculteurs et leurs représentants.

Dans une région donnée, un processus itératif de capitalisation des connaissances sur des petites zones pertinentes permet de définir pas à pas un contrat optimisé, qui sera dans un second temps proposé à d'autres zones comparables. Les contraintes budgétaires auxquelles sont soumises les collectivités vont induire une compétition entre ces zones et une interaction avec leur développement qui doivent être intégrées dans un projet régional, précisant le consentement à payer de la collectivité zone par zone. Cet article montre l'importance de repérer les effets de seuils pouvant caractériser les processus agri-environnementaux et offre des pistes pour l'élaboration de politiques plus efficaces.

En présence d'effet de seuil, le conditionnement du paiement à une intention de contractualisation (S_m) supérieure à la surface nécessaire au franchissement du seuil (S_0) permet au régulateur de favoriser une solution coopérative, même en présence d'asymétries d'information sur le consentement à recevoir des agriculteurs. Le mécanisme proposé dans ce papier est applicable concrètement, ainsi que l'illustre le cas décrit en Ille et Vilaine. Un tel processus n'est pas optimal et peut être amélioré par une construction évolutive reposant sur la capitalisation des connaissances locales.

L'existence d'un consentement à payer des agriculteurs pour la mise en place sur leur propre exploitation de mesures agri-environnementales est un élément qu'un nombre croissant d'études empiriques met en évidence. Ce consentement à payer doit être pris en compte par le régulateur, dans un objectif de bonne utilisation des fonds publics en assurant une dynamique de contractualisation et une coopération des agents dans la durée. Ce consentement à payer est susceptible d'être mobilisé par une meilleure formation et information des agriculteurs sur les processus agri-environnementaux, et la proposition de mesures dont les impacts environnementaux attendus sont crédibles au regard de leurs conditions d'application.

4 Politiques agri-environnementales et distribution du soutien au revenu

Ce chapitre rapporte principalement les travaux effectués dans le cadre de l'article de Bontems (2008), *On the optimal design of income support and agri-environmental regulation*, présenté en annexe.

4.1 Contexte général de l'étude

D'un point de vue pratique, un des freins à l'acceptation des MAE peut provenir du caractère plus ou moins inéquitable des mesures proposées. Pour tenir compte de cela, nous avons étudié d'un point de vue normatif comment un régulateur des productions agricoles ayant des objectifs de redistribution des revenus se traduisant par une certaine aversion sociale pour l'inéquité peut intégrer des préoccupations environnementales. Une telle étude permet de lier les préoccupations liées à la distribution des aides et des revenus dans l'agriculture avec l'éco-conditionnalité des aides telle qu'elle est définie dans la réforme actuelle de la PAC. Il s'agit notamment d'analyser sous quelles conditions la réduction du dommage environnemental à l'aide de politiques contractuelles peut entrer en conflit avec le souci du régulateur de minimiser les inégalités dans la distribution des revenus.

4.2 Les perceptions de l'équité des MAE par les acteurs institutionnels

Dans le cadre du programme européen ITAES, une enquête a été menée auprès de 38 acteurs institutionnels représentatifs en Basse-Normandie ayant participé ou étant intéressés à l'élaboration des MAE. Sans être statistiquement fiables, les résultats permettent de pointer les points de consensus ou de désaccord (Arnaud et al., 2006¹). Une première série de questions concernait les objectifs assignés aux MAE et leur adéquation avec les attentes de la société.

¹Arnaud S., Desjeux Y., Dupraz P., Lepage D. (2006). Facteurs déterminant l'efficacité des Programmes Agro-environnementaux : le cas de la Basse-Normandie. Rapport restituant les résultats de l'enquête auprès des acteurs institutionnels pour les mesures agri-environnementales en Basse-Normandie. INRA, UR122 Economie et Sociologie Rurales, Rennes, France. 28p.

Globalement, trois objectifs des MAE apparaissent en adéquation avec les attentes exprimées par les acteurs institutionnels : réduire les impacts environnementaux négatifs de l'agriculture en premier lieu, améliorer les effets positifs en second lieu, et de façon moins certaine, permettre l'adaptation des systèmes aux changements de prix et aux politiques environnementales. Cependant, les demandes exprimées par les acteurs ont été plus ou moins bien prises en compte selon les départements.

Enfin, pour un cinquième des personnes interrogées, le soutien au revenu s'est imposé comme un objectif des MAE telles qu'elles ont été définies et mises en œuvre alors qu'il ne correspondait pas à une demande des parties au contrat. Pour la plupart des institutions, le soutien au revenu agricole est déjà un enjeu majeur du reste de la politique agricole et les MAE ont été détournées au profit de cet enjeu alors qu'elles ne constituent pas un outil adéquat pour y répondre. La majorité des acteurs considèrent que les objectifs de soutien au revenu n'ont, en effet, aucun rapport avec l'agro-environnement et, pour eux, ils ne devraient absolument pas entrer en ligne de compte dans la politique agro-environnementale.

Les acteurs, en majorité du monde agricole et para-agricole, expriment donc clairement une vision utilitariste des MAE, au sens de l'internalisation des externalités par l'intervention publique, indépendamment de toute considération égalitariste ou autres. Ils disent regretter et semblent rejeter les objectifs de redistribution de revenus qui se sont immiscés dans leur élaboration et leur mise en œuvre. Cette attitude est surprenante puisque nombre des institutions enquêtées ont activement participé à cette élaboration des MAE et reconnaissent eux-mêmes la contradiction. Même s'ils affirment que la redistribution ne doit pas faire parties des objectifs, qu'elle ne correspond même pas à une demande, ils invoquent la nécessité de répondre à la fois aux attentes des agriculteurs et à la demande sociale et satisfaire ainsi les deux parties au contrat. Ainsi les MAE doivent répondre à trois principaux enjeux que l'on peut hiérarchiser comme suit : i) Préserver l'environnement ; ii) Maintenir l'équité entre agriculteurs et entre territoires ; iii) Permettre l'adoption de nouvelles pratiques plus respectueuses de l'environnement tout en maintenant l'activité agricole. L'objectif de redistribution serait

donc une nécessité liée aux attentes des agriculteurs en terme d'équité, desquels les acteurs interrogés entendent se distinguer sur ce point.

Par ailleurs le fait de subventionner par les MAE la réduction d'externalités négatives, notamment sur la qualité de l'eau, en contradiction avec le principe pollueur payeur, ne semblait pas les choquer à ce stade. Cependant cette question allait resurgir à propos de deux autres questions concernant la pertinence du ciblage géographique des mesures et l'ajustement des paiements à la gravité des problèmes environnementaux..

En effet, la question du ciblage environnemental divise. Ainsi, malgré le caractère consensuel que soulève la nécessité d'endiguer les pollutions de l'eau par l'activité agricole, de nombreux acteurs sont contre l'idée de cibler les zones les plus polluées à l'exclusion des autres et d'ajuster les paiements à la gravité du problème environnemental rencontré, arguant que ce mode de calcul reviendrait à bafouer le Principe Pollueur-Payeur en octroyant des subventions conséquentes à la dépollution.

En fait, il existe différentes raisons pour lesquelles les acteurs sont à la fois attachés à la primauté de l'amélioration de la qualité de l'eau par rapport à d'autres objectifs environnementaux et opposés à un ciblage des soutiens dans les zones les plus polluées. Pour certains, il s'agit de légitimer des aides aux revenus agricoles, pour d'autres, c'est l'occasion d'exhiber une politique d'ampleur en faveur de la qualité de l'eau qui, même si elle ne suit pas le Principe Pollueur-Payeur, ne doit pas non plus subventionner uniquement les pollueurs, ce qui serait politiquement inacceptable.

L'équité, objectif essentiellement agricole, fait l'objet de nombreuses interprétations Deux visions différentes se confrontent :

- L'équité entendue comme l'égalité de tous les agriculteurs devant la possibilité d'adopter un contrat (position défendue par la FDSEA), notamment pour compenser la baisse des soutiens procurés par le 1er pilier. C'est une position libertarienne fondée sur le principe de réparation pour maintenir les avantages acquis.
- L'équité entendue comme la nécessité d'utiliser les MAE pour corriger les inégalités résultant de l'allocation des soutiens du 1er pilier (position défendue par la Confédération paysanne). C'est une position égalitariste fondée sur l'aversion

pour l'inégalité des revenus.

Ces deux visions, qui ne sont que l'expression de points de vue différents quant à l'allocation des revenus opérée par les MAE, conduisent à rejeter tout principe de ciblage sur des enjeux de réduction des externalités négatives. On retrouve là un résultat de la théorie montrant l'incompatibilité mutuelle entre les différents principes de la justice sociale que sont l'utilitarisme, le libertarisme et l'égalitarisme (Fleurbaey, 1996²).

4.3 Eléments de méthodologie

Nous avons considéré de façon classique un régulateur maximisant une fonction de bien être social sous contrainte budgétaire (l'enveloppe dédiée à la politique que l'on étudie) et une contrainte environnementale. Les agriculteurs se distinguent par leur type, qui reflète une efficacité productive. Leur utilité dépend des quantités produites et de ce type. Le régulateur cherche à obtenir un état environnemental pour un budget fixé : il se donne comme paramètres la contrainte budgétaire et l'état environnemental recherché. La régulation a un caractère obligatoire, dans le sens où elle s'applique à tous les agriculteurs, mais ces derniers ont libre choix du contrat.

Il s'agit d'un modèle classique qui est bien adapté à la régulation des pollutions agricoles (externalités négatives), à la gestion de la biodiversité (externalités positives), à l'entretien de paysages qualifiés d'"ordinaires", dès lors que l'on peut supposer la relation entre quantités produites, efficacité productive des agriculteurs et conséquences environnementales connues. Ce modèle classique montre qu'en information parfaite et pour un régulateur utilitariste, une taxation pigouvienne permet de limiter les externalités négatives (ou favoriser les externalités positives). Nous étendons ce modèle en examinant comment la politique est modifiée lorsque le régulateur a, au-delà de son objectif de régulation des externalités, un second objectif de redistribution de revenu et de soutien aux faibles revenus agricoles. Ce second objectif trouve son sens dans le souhait de collectivités locales de maintenir un tissu rural, dans les politiques européennes structurelles favorisant la qualité de vie en milieu rural.

²Fleurbaey M. (1996). Théories économiques de la justice, *Economica*.

L'originalité de notre approche par rapport à la littérature existante est d'explorer la construction normative des politiques de soutien au revenu agricole et des politiques d'intériorisations des externalités négatives et positives lorsque les décisions des producteurs sont multiples (choix de la surface, des quantités d'intrants polluants et choix de la quantité de travail de l'exploitant) et dans un cadre d'asymétrie d'information dans la mesure où ni l'efficacité productive ni la quantité de travail de l'exploitant ne sont directement observables par le régulateur. L'objectif social intègre premièrement un souci de redistribution des aides vers les producteurs les moins efficaces et deuxièmement des poids sociaux ou politiques affectés à chaque type de producteur. Autrement dit, même si le régulateur souhaite favoriser les moins efficaces dans la distribution des aides, il doit tenir compte des différents poids politiques des producteurs.

Le modèle considère également que la taille du secteur agricole est endogène dans la mesure où un certain nombre d'agriculteurs les moins efficaces socialement peuvent être incités à quitter la production moyennant un transfert compensatoire. En d'autres termes, une décision supplémentaire de chaque producteur est de rester ou non actif compte tenu de la politique de transferts annoncée.

La diversité des décisions des producteurs qui sont susceptibles d'être influencées par la régulation mise en place amène à se poser la question de ce qui est observable au niveau individuel par le régulateur. Dans un premier temps, nous supposons que le régulateur peut baser sa régulation sur les décisions d'intrants polluants (consommation de fertilisants par exemple) et de terre employée pour la production. Nous supposons également que le niveau de production ainsi que le profit comptable sont observables à un niveau individuel. Dans ce cadre, la régulation optimale prend la forme d'un transfert généralisé *non linéaire* fonction de toutes ces variables en direction du producteur. Face à ce transfert, chaque producteur modifie ses décisions en tenant compte de leurs impacts sur le montant du transfert reçu du régulateur. L'enjeu est de comprendre comment les objectifs de redistribution ainsi que les contraintes budgétaires et environnementales influent sur la forme de ce transfert généralisé. Par exemple, on étudie la façon dont ce transfert généralisé doit évoluer avec la consommation d'intrants

polluants, avec la surface mobilisée ou encore avec le revenu agricole dégagé.

Dans un deuxième temps, nous considérons que le régulateur n'est pas à même d'observer à un niveau individuel les quantités produites et les consommations d'intrants (y compris la terre). Toutefois, il peut observer les consommations agrégées et peut donc introduire comme composante de sa politique des taxes/subventions *linéaires* sur ces décisions des producteurs. Par contre, nous supposons que le revenu agricole (ou profit comptable) reste observable à un niveau individuel et peut donc servir d'assiette à un transfert non linéaire.

Enfin, nous nous intéressons à caractériser la politique optimale lorsque le prix de la terre agricole est endogène. Ceci est important dans la mesure où ce prix est influencé par les politiques agricoles et affecte bien évidemment non seulement les revenus des agriculteurs actifs mais aussi les revenus des agriculteurs cessant leur activité dans la mesure où une grande partie de leur patrimoine correspond à la terre en propriété. Ceci amène le régulateur à prendre en compte dans son objectif le coût d'opportunité de la terre (dans les activités non agricoles) ainsi que les rentes des propriétaires terriens.

4.4 Résultats obtenus

Dans un monde idéal où le régulateur observerait toute l'information pertinente, la politique de régulation des externalités et de soutien des revenus compte tenu des objectifs de redistribution et des poids sociaux se traduit de manière classique par des taxes/subventions pigouviennes sur les variables susceptibles de générer des externalités ainsi que par des transferts personnalisés destinés à soutenir les revenus. En d'autres termes, il y a complète séparation entre d'une part les politiques de soutien des revenus et les politiques d'internalisation des externalités. Par exemple, lorsque le dommage environnemental est principalement généré par des problèmes d'intensification du processus de production, il est optimal de subventionner l'usage de la terre pour promouvoir une extensification. Inversement, si l'utilisation de terres marginales est défavorable du point de vue social, il est alors optimal de décourager l'extension des terres agricoles. Enfin, la politique de transferts a pour but d'égaliser à l'optimum

l'utilité marginale sociale du revenu entre les différents types d'agriculteurs.

Dans un monde plus réaliste où l'efficacité productive ainsi que le travail de l'exploitant ne sont pas directement observables par le régulateur, ces résultats ne sont plus valables en général. En effet, la tâche d'internalisation des externalités et de soutien des revenus ne sont plus séparables, sauf sous certaines conditions très particulières portant sur les caractéristiques de la fonction de production.³ Concrètement, le coût social des fertilisants incorpore non seulement le prix de marché ainsi que le dommage environnemental marginal mais aussi une composante liée aux aspects redistributifs. Ainsi, si la situation est telle que le régulateur souhaite redistribuer les aides de façon à soutenir le revenu des moins efficaces, il peut être optimal de décourager l'emploi de fertilisants si ceci contribue à générer in fine une distribution des revenus plus inégalitaire. Cette conclusion dépend en réalité de propriétés fines de la fonction de production, plus précisément sur la comparaison entre l'impact des fertilisants sur la productivité marginale du travail par rapport à leur impact sur la productivité marginale de l'efficacité productive.

La quantité de travail fourni par l'exploitant est directement influencée par la façon dont le transfert généralisé varie avec le revenu agricole observé. Le taux marginal de subvention du revenu agricole ne dépend pas directement de la présence des externalités. Il reste donc une certaine séparabilité entre redistribution et contrôle des externalités dans la mesure où celles-ci n'influent pas directement sur le taux de subvention du revenu. Si l'objectif du régulateur est de redistribuer vers les producteurs les moins efficaces (i.e. si l'utilité sociale marginale du revenu agricole décroît avec l'efficacité productive de sorte que retirer un euro d'un producteur efficace pour redistribution vers un agriculteur moins efficace se traduit par un gain de bien-être), alors il est optimal de décourager l'effort de l'exploitant via un transfert décroissant avec le revenu

³Notons $f(z, l, e, \theta)$ la fonction de production individuelle d'un producteur d'efficacité productive employant une quantité de terre l , un vecteur d'intrants z et une quantité de travail e . Dans ce cas, il y a séparation entre les tâches de soutien des revenus et de correction des externalités engendrées par z et l lorsque la fonction f peut s'écrire $f(z, l, h(e, \theta))$ (hypothèse de séparabilité entre d'une part z, l et e, θ d'autre part. Cette propriété est vraie dans le cas d'une Cobb-Douglas de la forme $f = \theta z^{\alpha_1} l^{\alpha_2} e^{\alpha_3}$ par exemple.

dégagé.⁴ Et réciproquement, si le poids social des producteurs croît suffisamment avec l'efficacité productive, au contraire, il est souhaitable d'encourager à l'effort tous les producteurs actifs avec un transfert croissant avec le revenu. Toutefois, on montre que pour les producteurs les plus efficaces, le taux d'accroissement du transfert avec le revenu doit décroître pour tendre vers zéro. On obtient donc une propriété de régressivité de la subvention pour les plus efficaces.

Lorsque le prix de la terre est endogène, la principale conséquence est que l'évolution du transfert en fonction de la terre mobilisée pour la production doit maintenant prendre les effets hors secteur agricole. En effet, supposons que la politique optimale cherche à extensifier le processus de production en accroissant l'utilisation de terre (à consommation d'intrants constante), cela aura pour effet d'accroître le prix de la terre. Ceci implique en retour un coût budgétaire dans la mesure où le soutien des revenus des agriculteurs actifs louant des terres doit être plus intense. Mais, d'un autre côté, la hausse du prix de la terre accroît les rentes des propriétaires fonciers non producteurs et des producteurs non actifs louant leurs terres agricoles. Ces éléments contradictoires sont alors des composantes du coût social de la terre.

Dans un monde encore plus réaliste où l'on ne peut utiliser que des subventions ou taxes linéaires sur la production et les intrants (y compris la terre), le transfert de soutien des revenus dépend maintenant de la présence des externalités. En d'autres termes, on ne peut plus séparer le soutien des revenus et donc l'incitation à l'effort pour les producteurs des conséquences en matière environnementale. Ceci est dû au fait que le régulateur ne dispose plus que d'un instrument non linéaire, le transfert fonction du revenu observé, pour redistribuer et influencer les décisions dans un sens favorable à la réduction des externalités négatives. Les taxes/subventions linéaires sur la production et les intrants arbitrent maintenant entre leurs effets redistributifs sur la population de producteurs et leurs effets en matière de gestion des externalités agricoles.

⁴Toutefois, si le poids social des agriculteurs les plus efficaces est suffisamment important, il peut être optimal d'encourager à l'effort les exploitants actifs les moins efficaces.

4.5 Implications pratiques

Le régulateur représenté par ce modèle est partagé entre son souhait de réguler les externalités de production (en incitant les agriculteurs à produire plus ou moins) et sa volonté de préserver le revenu des agriculteurs les moins riches. Cette volonté se traduit par le "poids" que le régulateur accorde à différentes classes d'agriculteurs. On a finalement trois éléments qui peuvent s'opposer : la nécessité de limiter les externalités de production (avec un seuil fixé), une volonté affichée de préserver le revenu des agriculteurs les moins riches, et une pondération des différents types d'agriculteurs dans la fonction objectif du régulateur.

Le principal message de cette analyse est que la forme de la régulation souhaitable varie fortement en fonction de ce que peut contrôler le régulateur. En information asymétrique, on ne peut plus séparer les politiques de soutien des revenus des politiques de correction des externalités agricoles, qu'elles soient positives ou négatives. Non seulement les poids sociaux des différentes catégories de producteurs rangés selon leur efficacité productive, mais encore des propriétés assez fines des fonctions de production et donc des technologies, jouent un grand rôle pour prédire la direction des incitations apportées par la politique optimale.

Enfin, si l'on ne dispose que de taxes/subventions linéaires sur la production et les intrants alors le transfert de soutien des revenus (qui peut lui dépendre de manière non linéaire du revenu agricole) doit varier en fonction des externalités engendrées. Ceci milite donc pour un soutien des revenus qui intègre les externalités et pour des taxes/subventions sur production et intrants qui intègrent les préoccupations en termes de redistribution. Il est donc souhaitable d'avoir une politique de soutien des revenus avec des transferts dépendant des efforts effectués en matière d'environnement tout en conservant par ailleurs des taxes (linéaires) sur les fertilisants azotés ou les pesticides dont le montant tient aussi compte de leurs effets sur la distribution des revenus. Par ailleurs, une régulation de la production via une taxe/subvention linéaire reste intéressante pour l'efficacité du système.

5 L’hypothèse du revenu relatif dans les préférences

Ce chapitre rapporte les travaux effectués dans le cadre de l’article de Bontems (2008), *Contracting with agents seeking status*, présenté en annexe.

5.1 Contexte général de l’étude

Depuis bien longtemps, il est reconnu que les individus sont probablement motivés au moins partiellement par leur position relative dans la distribution des revenus. En effet, John Stuart Mills avait déjà observé au XIXème que “men do not desire to be rich but richer than other men”. Les effets des comparaisons sociales sur la consommation ont par ailleurs été analysés dans le livre classique de Veblen (1899). Plus récemment, certains auteurs dont Gary Becker ont même suggéré des explications en termes évolutionnaires pour des préférences incorporant le revenu relatif dans la population. D’autres études fournissent par ailleurs de plus en plus d’évidences empiriques de ce phénomène.⁵

Pourtant, la modélisation standard en micro-économie fait intervenir la consommation individuelle comme argument de la fonction d’utilité (soit $U(C)$ si l’on note U la fonction d’utilité et C la consommation) plutôt qu’une combinaison de la consommation propre et de la consommation relative C/\bar{C} où \bar{C} désigne une mesure de la consommation du reste de la population comme par exemple la consommation moyenne ou encore la consommation des classes sociales les plus élevées. En réalité, les formulations $U(C)$ et $U(C, C/\bar{C})$ sont isomorphes en l’absence de restrictions supplémentaires et donc ne peuvent être distinguées sur la base de l’observation des comportements individuels. Ceci explique sans doute pourquoi la plupart des économistes préfèrent la formulation standard excluant que les individus se comparent entre eux.

Néanmoins, les politiques publiques affectent en général la consommation moyenne dans la population \bar{C} et donc différemment les comportements individuels selon que les individus sont ou non sensibles à des comparaisons entre personnes. Ce problème a

⁵A titre d’anecdote, le travail d’un primatologue bien connu comme Frans de Waal montre que ce type de préférences apparaissent également dans le règne animal et en particulier chez les singes Capucins. On montre ainsi que, dans certaines expériences, des singes ont de l’aversion pour l’inéquité, révélée par leur comportement, et donc sont sensibles à la consommation de leurs congénères.

d'ailleurs été analysé dans le domaine de la taxation des revenus. On sait par ailleurs que si la consommation des autres individus affecte l'utilité marginale de la consommation plutôt que le niveau en tant que tel de l'utilité, alors toutes les décisions des individus (prise de risque, épargne, arbitrage travail/loisir...) sont susceptibles d'être modifiées.

Dans cette étude, nous avons précisément exploré les conséquences pour une agence offrant des contrats, telles que des MAE, à des individus qui non seulement cherchent à maximiser leur profit (et donc leur consommation) mais qui tiennent aussi compte de la distribution des profits ou des transferts proposés dans la population.

5.2 Eléments de méthodologie

Nous avons modélisé une relation contractuelle ayant pour objet la fourniture d'un service environnemental entre des producteurs agricoles et une agence qui cherche à maximiser le bénéfice pour l'environnement net des compensations à apporter aux producteurs. La relation contractuelle doit tenir compte du fait que le producteur a de l'information privée, notamment sur le coût de fourniture du service environnemental. Les producteurs sont également hétérogènes selon leur productivité dans la tâche de production du service.

On fait par ailleurs l'hypothèse que les producteurs sont sensibles au revenu moyen procuré par le système de contrats. En d'autres termes, un producteur cherche à maximiser son profit π (compensation diminuée du coût de production du service) mais tient compte aussi par exemple du revenu moyen $\bar{\pi}$ sur la population. Une formulation faisant intervenir l'*envie* est $\pi + \rho(\pi - \bar{\pi})$. Le paramètre ρ est positif et exprime la sensibilité du producteur à la comparaison de son profit avec la moyenne dans la population. Si l'on se retrouve au-dessus de la moyenne, il y a un surcroît d'utilité et inversement être en dessous de la moyenne procure une désutilité. Cela se traduit donc par une certaine aversion à se situer dans la partie basse des revenus.

L'idée de l'étude est de voir comment l'agence doit prendre en compte ce type de préférences dans la construction de contrats dans un cadre d'information asymétrique portant sur la productivité (et également sur l'effort inobservable que le producteur

peut exercer pour réaliser la tâche décrite par le contrat).

5.3 Résultats obtenus

Les résultats obtenus sont de nature qualitative. En présence d'asymétrie d'information, le traditionnel arbitrage entre efficacité et le souci de l'agence de donner les compensations les plus faibles possibles se traduit en général par une distorsion à la baisse des niveaux de services demandés aux agents (sauf pour les plus efficaces d'entre eux). Lorsque les préférences des agents incorporent de l'envie, cet arbitrage s'en trouve modifié dans le sens d'une distorsion à la baisse augmentée. L'intuition du résultat est la suivante : laisser des rentes informationnelles⁶ a pour effet de rendre la participation des producteurs les moins efficaces plus difficile à obtenir pour l'agence. En effet, les agents les moins efficaces "souffrent" d'une désutilité supplémentaire puisqu'ils se retrouvent dans la partie basse de la distribution des revenus. Pour assurer leur participation, l'agence doit en réalité distordre à la baisse de manière plus importante les services demandés aux individus plus efficaces pour leur extraire plus de rentes. Au final, la présence d'envie se traduit par une distribution des revenus plus égalitaire alors même que l'écart entre le niveau de services environnementaux demandé aux producteurs les plus efficaces et celui des moins efficaces s'est agrandi. En un sens, ces préférences particulières aboutissent à ce que l'agence opère une redistribution des revenus des plus efficaces vers les moins efficaces, ce qui se traduit par une perte d'efficacité globale du dispositif.

Si nous supposons maintenant que l'agence ignore l'existence de telles préférences et met en place un système de contrats optimaux dans la situation où les agents maximiserait simplement leurs profits, la conséquence directe est qu'une partie au moins des agents les moins efficaces ne souhaiteront pas participer à la politique contractuelle. On obtient donc une sous-participation structurelle au mécanisme étant donné que l'agence évalue mal les vraies préférences des producteurs. Par ailleurs, dans la situation réaliste

⁶Laisser des rentes informationnelles revient à offrir des sur-compensations (à niveau de service produit constant) aux agents qui disposent d'information privée. Ces sur-compensations inévitables sont coûteuses pour l'agence qui cherche donc à les minimiser.

où l'agence a le droit de décider qui peut participer ou non à la politique contractuelle, nous montrons que la prise en compte de l'envie dans les préférences de producteurs amène l'agence à restreindre la participation des moins efficaces, qui se révèle, comme nous l'avons souligné plus haut, très coûteuse pour le budget de l'agence.

L'étude est complétée en enrichissant le modèle de décision des producteurs par l'introduction d'une variable d'effort inobservable permettant de réduire les coûts de fourniture des services environnementaux au niveau individuel. On montre que la présence d'envie se traduit, toutes choses étant égales par ailleurs, par une incitation à l'effort plus importante qu'en son absence car, en travaillant plus, le producteur a plus de chance de se trouver au-dessus de la moyenne des revenus, ce qui lui procure une utilité supplémentaire. Toutefois, ce faisant, tous les producteurs contribuent à augmenter le revenu moyen et donc l'importance de l'externalité négative entre producteurs, engendrée par l'envie. La réaction optimale de l'agence reconnaissant cet effet, qui rend la participation plus coûteuse, est de réduire davantage les services environnementaux requis par les contrats.

Enfin, nous avons considéré une situation alternative où l'agence est un régulateur qui, comme au chapitre précédent, cherche à maximiser le profit agrégé des producteurs sous contrainte budgétaire et sous contrainte environnementale (la production support de la politique contractuelle générant des externalités négatives). Nous obtenons des résultats similaires à ceux évoqués ci-dessus lorsque les préférences des producteurs intègrent leur position relative dans l'échelle des profits.

6 Normes sociales et sanctions du marché pour le respect des normes environnementales

Ce chapitre rapporte les travaux effectués dans le cadre de l'article de Bontems et Rotillon (2007), "On social and market sanctions in deterring illegal behavior" présenté en annexe.

6.1 Introduction

Pourquoi les firmes se conforment-elles aux normes environnementales ou plus généralement aux termes des contrats qu'elles ont signé ? La réponse traditionnelle à cette question a été donnée par Becker (1968). Une firme est considérée comme un violeur potentiel et rationnel de la réglementation : si elle n'est pas contrainte par un dispositif particulier, elle ne respectera pas la réglementation. Le dispositif imaginé par Becker consiste en une fréquence p d'inspection de la firme et une amende F qui lui est imposée si elle se révèle non conforme à l'inspection. Dès lors, la firme doit faire un arbitrage entre, d'une part, la mise en conformité qui implique un investissement de coût c et, d'autre part, le non respect de la norme qui implique une espérance de pénalité pF . Dans le cas le plus simple où la firme est neutre envers le risque, elle choisira la mise en conformité si et seulement si $c \leq pF$.⁷ Ainsi, si le réglementeur cherche la conformité de la firme, il doit choisir une fréquence d'inspection p et une amende F qui vérifie l'inégalité précédente. Et comme seul le produit des deux compte et que les inspections sont coûteuses, Becker en conclue que l'on doit choisir l'amende la plus élevée possible et ajuster la fréquence d'inspection ensuite. On doit donc s'attendre à avoir des inspections peu fréquentes associées à des amendes élevées.

Cependant, Russell, Harrington et Vaughan (1986) trouvent que le taux de firmes conformes aux Etats-Unis élevé alors que les pénalités espérées sont basses, en contradiction avec l'argument de Becker. De même, Livernois et McKenna (1999) constatent que les firmes canadiennes sont le plus souvent en conformité avec la réglementation

⁷Dans le cas plus générale où la firme a de l'aversion envers le risque, la mise en conformité est obtenue si et seulement si $U(R - c) \geq pU(R - F) + (1 - p)U(R)$ où R est la richesse (ou le revenu de marché) et U est la fonction d'utilité concave de la firme. Cette condition peut se réécrire sous la forme suivante : $c \leq R - EC^{NC}$ où EC^{NC} désigne l'équivalent certain de l'utilité espérée en cas de non conformité.

et que celles qui ne le sont pas sont rarement pénalisées. D'une manière générale, la plupart des travaux empiriques montrent que le résultat de Becker n'est pas vérifiée, les firmes étant majoritairement en conformité alors que les inspections sont peu fréquentes et que les amendes sont relativement faibles.

Une des voies suivies pour expliquer ces faits consiste à supposer que les firmes sont sensibles à d'autres incitations que des incitations purement financières. Cette voie suggérée dès les années quatre vingt par Akerlof (1980) n'a été que récemment envisagée par des économistes. Elle a en particulier été empruntée par Lindbeck, Nyberg et Weibull (1999) en économie du travail et par Weibull et Villa (2006) pour expliquer les activités criminelles. L'idée centrale de cette approche consiste à supposer que les décisions individuelles ne tiennent pas seulement en compte les incitations économiques privées, mais aussi la pression sociale engendrée par ces décisions. Ainsi une firme hésitera d'autant plus à ne pas être conforme si elle est la seule dans ce cas, risquant ainsi la réprobation de la collectivité. Autrement dit, cela revient à supposer que les décisions individuelles sont aussi influencées par le comportement agrégé observé dans la population. C'est cette voie que nous avons empruntée dans notre travail pour comprendre dans quelle mesure des normes sociales de ce type pouvaient jouer un rôle dans la régulation environnementale de firmes polluantes. Dans la suite de ce résumé, nous présentons notre modèle dans la première partie et les principaux résultats obtenus dans la seconde.

6.2 La méthodologie

On considère un continuum de firmes polluantes qui doivent décider de se conformer ou non à une norme environnementale. Si elle décide de se conformer, elle doit investir (par exemple dans une nouvelle technologie) et dépenser c . Toutefois, même si elles font cet investissement, elles peuvent se retrouver involontairement non conformes du fait de circonstances extérieures avec une probabilité μ . Enfin, elles manifestent une aversion pour le risque, traduite par une fonction d'utilité U concave.

Afin de les inciter à être conformes, le réglementeur met en place un système de

contrôle qui consiste à inspecter les firmes avec une fréquence p et à leur infliger des amendes si elles se révèlent non conformes. Si la non conformité est involontaire, la firme paie une amende f et elle paie une amende $F > f$ si elle est volontaire (i.e. la firme n'a pas dépensé c). On note λ le taux de conformité des firmes.

En plus de ce mécanisme de contrôle, les firmes font face à deux autres types d'incitations. D'une part une incitation liée au marché. Si une firme est reconnue non conforme et condamnée, elle subit une perte de revenu, qui est alors égal à $r - \delta$, où r est le revenu maximum possible et d la perte. On suppose que le marché a une information incomplète quant au véritable statut des firmes, mais il observe les condamnations. Par conséquent, une firme non condamnée n'implique pas qu'elle soit conforme et le marché va tenir compte de la probabilité p qu'une firme non condamnée soit conforme ou non, $1 - p$. Ainsi, une firme non condamnée aura une espérance de revenu qui dépendra de la proportion λ de firmes conformes et donnée par $R(\lambda) = (r - \delta) \Pr(\text{non conforme} | \text{non inspecté}) + r \Pr(\text{conforme} | \text{non inspecté})$. On montre facilement que ce revenu est d'autant plus élevé que le nombre de firmes en conformité est grand et que la fréquence des inspections est élevée. En revanche il diminue si la probabilité d'une non conformité involontaire augmente.

Enfin, la firme non conforme doit supporter un coût social $\theta\psi(\lambda)$, où θ est le poids individuel de la norme sociale et $\psi(\lambda)$ un coût social d'autant plus élevé que le nombre de firmes conformes anticipé est grand. Autrement dit plus il y a d'agents qui pensent que la fraude sera forte, moins il est coûteux de prendre le risque de frauder et réciproquement. On exploite ici l'idée largement répandue que si la fraude est considérée comme un sport national, il n'est pas trop grave de ne pas respecter la loi (et réciproquement).

En résumé, les firmes font face à une politique de contrôle définie par les paramètres $(\mu, p, f, F, r, \delta)$, certains relevant du marché (r, δ) , d'autres du régulateur (p, f, F) . Elles sont par ailleurs caractérisées par leur adhérence à la norme sociale θ et le coût c qu'elles doivent investir pour être conformes. On parlera d'une firme de type (θ, c) pour désigner la firme ayant ces deux caractéristiques. Enfin, elles subissent une norme

sociale. Le résultat de ces diverses incitations se traduit par un taux de conformité d'équilibre λ . Notre travail a justement pour objet d'étudier la manière dont ce taux varie en fonction de la politique de régulation et des incitations prises en compte par les firmes.

L'analyse de notre modèle procède alors en deux étapes. On commence par définir sous quelle condition une firme de type (θ, c) décide de se mettre en conformité. On cherche ensuite s'il y a au moins un taux de conformité d'équilibre.

6.2.1 La condition de mise en conformité

Nous montrons dans le papier en annexe que les firmes qui décideront de se mettre en conformité sont caractérisées par une adhérence minimale $\tilde{\theta}(c, \lambda)$. Autrement dit, seules celles pour lesquelles $\theta > \tilde{\theta}(c, \lambda)$ seront conformes. Cette adhérence minimale à la norme croît avec le coût de mise en conformité et décroît avec le taux de conformité. Autrement dit, plus il est coûteux de se mettre en conformité, moins les firmes sont conformes, et plus il y a de firmes conformes, plus il est coûteux de ne pas l'être.

Bien entendu ce seuil est aussi fonction des autres paramètres. Ainsi, il croît avec l'amende f pour non conformité involontaire et la probabilité d'être involontairement non conforme et il décroît avec l'amende F pour fraude volontaire. Ces résultats sont attendus. Si l'amende pour non conformité involontaire ou le risque d'une non conformité involontaire augmentent, la non conformité volontaire devient plus attirante. Au contraire, une amende pour fraude volontaire plus élevée dissuade davantage la fraude qu'une plus basse.

Par contre, de manière surprenante, ce seuil varie de façon ambiguë en fonction de la perte de marché δ et de la probabilité d'inspection p . Nous reviendrons sur les conséquences de ces résultats dans la seconde partie.

6.2.2 Le taux de conformité à l'équilibre

Les firmes décident indépendamment de leur mise en conformité. Le taux de conformité d'équilibre est défini par l'égalité entre le taux anticipé λ par les firmes et la part des firmes effectivement conformes $H(\lambda)$. C'est donc un point fixe de l'équation

$\lambda = H(\lambda)$. Nous montrons qu'en général, il existe une multiplicité d'équilibres. Certains de ces équilibres sont stables, c'est à dire qu'ils ne changent pas si la politique de régulation est (marginale) modifiée, tandis que d'autres équilibres sont instables, c'est à dire que le moindre changement dans la politique de régulation peut conduire à un nouveau partage entre firmes fraudeuses ou non.

6.3 Les principaux résultats

Dans cette section, nous présentons les principaux résultats obtenus, en renvoyant au papier en annexe pour une présentation complète.

La présence d'équilibres multiples La présence d'équilibres multiples peut permettre d'expliquer pourquoi sous une même politique d'inspection et de pénalités on peut obtenir des situations radicalement différentes en terme de taux de conformité. De même, une modification à la marge des paramètres de la politique d'inspection peut générer des changements importants (i.e. non marginaux) du taux de conformité.

L'influence de la probabilité d'inspection p L'augmentation de la probabilité d'inspection p a deux effets. D'une part elle rend plus risquée la non conformité et incite donc à la conformité, mais, d'autre part, nous montrons que si le risque de non conformité involontaire existe ($\mu > 0$), il y a un autre effet de sens contraire qui rend la non conformité plus attirante si la probabilité d'inspection augmente. Intuitivement, si on risque d'être non conforme involontairement malgré l'investissement c , autant ne pas se conformer (donc ne pas dépenser c) puisque si p augmente on a plus de risque de se faire prendre.

L'effet final est donc indéterminé et conjugué avec l'existence d'équilibres multiples, il est possible que l'augmentation de la fréquence d'inspection se traduise finalement par le passage d'une situation où le taux de conformité est haut à une situation où il chute brutalement. L'augmentation de la fréquence d'inspection conduit alors à un état collectif moins favorable et devient contre-productive. Une autre conséquence de ce résultat est que le taux de conformité dépend en fait de la norme environnementale

choisie. Si une norme implique un risque de non conformité involontaire plus grand qu'une autre, elle se traduit aussi par un taux de conformité plus bas.

L'impact d'une auto-déclaration des firmes Le modèle précédent peut être utilisé pour étudier l'effet d'une modification de la politique de contrôle. Nous présentons dans cette section les principaux résultats concernant l'introduction de la possibilité d'une auto-déclaration des firmes, i.e. chaque firme a la possibilité de déclarer une non conformité avant toute inspection. La justification habituelle de cette possibilité vient de ce que l'auto-déclaration permet d'économiser des coûts d'inspection puisque les firmes qui se déclarent non conformes paient une amende $S \leq F$ et ne sont pas auditées.

Dans le cas le plus simple, où il n'y a pas de norme sociale, ni de risque de non conformité involontaire, il n'existe qu'un seul taux de conformité d'équilibre avec de l'auto-déclaration. Toutefois rien n'indique que ce taux soit plus élevé que celui qui pouvait exister avant l'introduction de l'auto-déclaration. Autrement dit, l'économie faite en coûts d'inspection peut être inférieure aux coûts entraînés par un plus grand nombre de firmes non conformes. Ce résultat peut être étendu lorsque la conformité est stochastique.

Si on introduit une norme sociale de la forme précédente ($\theta\psi(\lambda)$), elle ne modifie pas ce résultat. En effet, une firme non conforme va choisir de se déclarer telle si le gain de son annonce est supérieur au gain espéré qu'elle aurait si elle était inspectée, soit :

$$U(V - S) > pU(V - F) + (1 - p)U(R(\lambda)). \quad (1)$$

Si un coût social du type ci-dessus existe, il se soustrait des deux côtés et n'a donc pas d'impact.

Néanmoins, une norme sociale peut avoir un impact si on distingue deux composantes de natures différentes, selon que la condamnation est observée ou pas. La première composante existe dès que la firme est non conforme tandis que la seconde n'apparaît que si la fraude de la firme est connue du marché. Cela revient à poser

$\theta = \alpha + \beta p$, où α représente la première composante (la culpabilité) et β la seconde (la honte).

Dans ces conditions, une firme qui se déclare non conforme subit un coût social égal à $(\alpha + \beta)\psi(\lambda)$ puisqu'elle rend sa culpabilité publique, tandis qu'une firme qui ne se déclare pas ne subit la seconde composante du coût social que si elle est inspectée, d'où un coût social supplémentaire égal à $(\alpha + \beta p)\psi(\lambda)$ et la condition (1) devient :

$$U(V - S) > pU(V - F) + (1 - p)U(R(\lambda)) + \beta(1 - p)\psi(\lambda) \quad (2)$$

On peut en conclure que la norme sociale rend plus difficile l'auto-déclaration des firmes. Si on souhaite introduire de l'auto-déclaration dans ce cas, il faut augmenter la pénalité S pour obtenir le même taux de conformité à l'équilibre que celui qui aurait été obtenu si la norme sociale n'avait pas eu d'impact.

Le rôle de l'information du public Enfin, on s'intéresse à l'impact de la publicité sur les condamnations en revenant sur l'hypothèse faite initialement sur l'information véhiculée sur le marché. On suppose ici que le public n'est pas informé du statut des firmes et qu'il ne peut donc plus distinguer entre celles qui sont condamnées et les autres. Il y a toujours des inspections, mais leurs résultats ne sont pas rendus publics. Dans ce cas, le revenu qu'une firme peut espérer sur le marché, $R^{NPI}(\lambda)$ est supérieur à V mais inférieur à $R(\lambda)$. De plus, il ne dépend plus de p , la fréquence d'inspection. Une firme va maintenant prendre sa décision en se basant sur ce revenu et non plus sur $R(\lambda)$.

Comme dans le modèle initial, on détermine d'abord la condition qui implique qu'une firme sera conforme. Dans le cas d'une norme sociale avec les deux composantes précédentes, seule la composante "culpabilité" a un impact puisqu'il n'y a pas d'information publique (donc pas d'opprobre collective sur la firme et $\beta = 0$) On peut alors mettre en évidence un seuil minimal $\tilde{\theta}(c, \lambda)$ tel que toute firme pour laquelle $\alpha > \tilde{\theta}(c, \lambda)$ est conforme.

Si le risque de non conformité involontaire n'existe pas ($\mu = 0$), une augmentation de la fréquence d'inspection a l'effet habituel et conduit à une augmentation du nombre

de firmes conformes. En revanche, si ce risque existe on retrouve également l'ambiguïté qui en découle et qui vient du fait que l'augmentation de la probabilité d'inspection a deux effets opposés. D'une part elle décourage la fraude en la rendant plus risquée, d'autre part elle la suscite d'autant plus que la non conformité involontaire est possible.

Il faut aussi noter que dans le cas d'une absence d'information publique sur le statut des firmes, l'effet positif de l'augmentation de la probabilité d'inspection est moins important que si l'information était rendue publique parce que cette augmentation n'a pas d'impact sur $R^{NPI}(\lambda)$ alors qu'elle en a un sur $R(\lambda)$. Toutes choses égales par ailleurs, cela signifie qu'une augmentation de la probabilité d'inspection en cas d'information publique conduit à un taux de conformité plus fort que quand l'information est cachée. Cela montre tout l'intérêt d'adopter des procédures d'inspection les plus transparentes possibles. Ce résultat est clairement obtenu lorsque les firmes sont neutres envers le risque. Nos simulations montrent la robustesse du résultat en cas d'aversion pour le risque bien qu'en théorie il soit difficile à obtenir.

7 Conclusions

L'agriculture entretient des relations complexes avec les ressources naturelles et l'environnement : l'agriculture peut engendrer des déchets, générer des pollutions, mais elle préserve et recycle des ressources naturelles, entretient les paysages, agit sur les habitats pour la flore et la faune sauvage, peut limiter l'ampleur de certaines catastrophes naturelles (incendies de forêts, inondations). Les performances environnementales de l'agriculture sont dépendantes des politiques agricoles et environnementales, mais aussi des marchés, des pratiques de gestion des agriculteurs, de l'état de la technologie à un moment donné, des préférences socio-culturelles, de l'hétérogénéité des milieux et des systèmes de production. La coexistence de ces déterminants peut compromettre l'efficacité environnementale de MAE et générer des coûts d'adoption qui n'existeraient pas autrement.

Dans ce projet, nous avons successivement mis en évidence l'existence de coûts fixes limitant l'adoption des MAE par les agriculteurs, examiné la possibilité de coordonner les efforts environnementaux en présence d'effet de seuil, analysé l'effet de contrats ayant un double objectif, environnemental et de redistribution des revenus, exploré les modifications de ces contrats induites par des préférences différentes des préférences standards et tenté de comprendre comment les liens entre comportement individuel et comportement collectif peuvent influencer sur la nécessité de contrôle des pratiques agri-environnementales.

Nous concluons ce rapport par quelques observations générales. Tout d'abord, les MAE constituent un instrument de politique publique encore mal maîtrisé qui a été utilisé pour de multiples objectifs environnementaux ou non. En général, il n'a pas été à la hauteur des objectifs qui lui sont assignés, notamment en raison du caractère volontaire de la participation des agriculteurs. Une première raison à cela concerne le manque d'adaptation de la politique et des contrats à chacun des objectifs. Le même type contrat, individuel, de cinq ans, assorti d'un paiement fixe par hectare est censé restaurer la biodiversité dans un site remarquable, protéger la qualité de l'eau ou maintenir des éléments fixes du paysage, éventuellement en opérant une redistribution sou-

haitable.

Il faut donc évaluer vis-à-vis de chaque objectif ce qu'un tel contrat est en mesure de réaliser ou non, en s'appuyant d'une part sur les conditions de réussite de la mesure du point de vue des processus bio-physiques et d'autre part sur la connaissance du comportement des agriculteurs. Typiquement des mesures de réduction d'intrants polluants spécifiés par culture sont en général à proscrire : les pratiques spécifiées sont moins efficaces qu'un changement adéquat d'utilisation du sol, elles sont très réversibles une fois le contrat terminé et sont difficiles à contrôler surtout si une partie seulement de l'exploitation est concernée. Enfin de telles mesures sont souvent vulnérables à la sélection adverse si spatialement la profitabilité agricole des intrants est positivement corrélée à la quantité utilisée. Des contrats courts apparaissent bien adaptés au soutien de transitions techniques visant une réorientation de l'exploitation vers une configuration plus profitable dans l'environnement économique et réglementaire attendu en fin de contrat.

Par ailleurs, il faut reconnaître que les objectifs des décideurs locaux en matière de MAE ont évolué au cours du temps : par endroit il s'agissait de protéger un environnement exceptionnel, ailleurs on a surtout cherché à préserver un environnement dit "banal" (donc avec des mesures moins contraignantes visant une population d'agriculteurs plus large), et dans d'autres endroits il y a avait un objectif non affiché (mais réel) de maintien du revenu agricole. Les résultats obtenus dans les travaux exposés dans ce rapport montrent que les schémas de politique sont modifiés de façon nette lorsque les objectifs se superposent. Il n'est donc pas étonnant que l'on rencontre des difficultés à évaluer les différents contrats.

Le maintien d'aménités dans des zones ciblées peut nécessiter le recours au MAE en l'absence d'autres instruments compte tenu de l'allocation des droits de propriété. Dans ce cas des contrats plus longs sont en général souhaitables et doivent s'intégrer dans un projet territorial négocié au-delà de la sphère agricole.

Enfin, par nature, les MAE sont des instruments de précision. Leur mise en place et leur mise en oeuvre s'accompagnent de coûts de transaction aussi bien pour l'ad-

ministration que pour les agriculteurs contractants. Ces coûts sont inévitables doivent être pris en compte pour évaluer et assurer l'efficacité du dispositif.