AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

*The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library*

**This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.**

**Help ensure our sustainability.**

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
http://ageconsearch.umn.edu
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

# Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuils

*Pierre DUPRAZ*
*Karine LATOUCHE*
*Nadine TURPIN*

*Cahiers d'économie et sociologie rurales, n° 82-83, 2007*

Pierre DUPRAZ *, Karine LATOUCHE **, Nadine TURPIN ***

## *Agri-environmental schemes with threshold effects*

***Summary*** *– In this paper, we propose mechanism designs for agri-environnemental schemes that ensure their environmental and social efficiency, when the biophysical processes are characterized by threshold effects. Public regulation of agri-environmental processes has to cope with two different problems: on the one side, there are asymmetric information between the regulator and the farmers on the adoption cost and the effective effort of the farmers; on the other side, the regulator and the farmers share uncertainty on the relationship between farming practices and environmental quality. These two difficulties often cumulate into the agri-environmental schemes and may lead, when threshold effects occur, to no effective environmental effects and to farmers' discouragement.*

*Using a simple micro-economic model and the analysis of an example, this paper shows that a perennial and evolving management of agri-environmental schemes allows a local capitalization of competences and increases their efficiency. This management exploits economies of scale and of learning (management and technical), when the design of contracts allows to precise and quantify threshold effects, which are often badly known and have local characteristics. In some particular cases, sending a signal of a requested minimal contracting area is information that can lead to an increased participation of the farmers.*

***Key-words:*** *threshold effect, agri-environmental policy*

## Programmes agri-environnementaux en présence d'effets de seuil

**Résumé** – L'objectif de ce papier est de proposer des procédures d'élaboration et de mise en œuvre des programmes agri-environnementaux pour assurer leur efficacité environnementale et sociale, lorsque les processus biophysiques en jeu sont caractérisés par des effets de seuils.

La régulation publique est 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 état 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.

À partir d'un modèle micro-économique et de l'analyse approfondie d'un exemple, cette contribution montre qu'une gestion pérenne et évolutive des programmes permet une capitalisation locale des compétences et un gain d'efficacité. Cette gestion vise à tirer parti d'économies d'échelle et d'apprentissage tant managériales que techniques, à condition de spécifier des contrats dont la réalisation contribue à préciser et à quantifier des effets de seuil souvent mal connus et localement spécifiques. Dans certains cas, l'instauration par le régulateur d'un taux minimal de contractualisation dans une zone donnée constitue une information conduisant à accroître la probabilité de participation des agriculteurs.

**Mots-clés** : effet de seuil, politique agri-environnementale

* *Unité d'économie et sociologie rurales (ESR), INRA, 4 allée Adolphe Bobierre, CS 61103, 35011 Rennes cedex*
*e-mail : pierre.dupraz@rennes.inra.fr*

** *Laboratoire d'études et de recherches en économie, INRA, rue de la Géraudière, B.P. 71627, 44316 Nantes cedex 03*
*e-mail : karine.latouche@nantes.inra.fr*

*** *UMR Métafort, Cemagref, 24 avenue des Landais, 63172 Aubière cedex*
*e-mail : nadine.turpin@cemagref.fr*

Ce travail a bénéficié du soutien du projet européen SSPE-CT-2003-502070, *Integrated tools to design and implement Agro Environmental Schemes* (*http//:merlin.lusignan.inra.fr/ITAES/website*). Il ne reflète cependant pas la position de l'Union européenne, ni en aucun cas la politique future de la Commission européenne dans ce domaine. La responsabilité de cet article est également partagée entre les auteurs.

LORSQUE l'état de l'environnement est la conséquence de processus caractérisés par des effets de seuil, assurer l'efficacité environnementale et sociale de programmes agri-environnementaux nécessite d'élaborer ces programmes avec un soin particulier.

Les effets de seuil, ou discontinuités écologiques, sont définis par Muradian (2001) 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. Les exemples sont nombreux dans la littérature écologique : accroissement de vulnérabilité à de nouvelles perturbations d'écosystèmes préalablement soumis à des pressions anthropiques (Levin, 1998), déplacements d'équilibres dans des lacs tempérés (Weisner *et al.*, 1997), colonisation par des espèces indésirables (Asner et Vitousek, 2005), fragmentation des habitats et disparition d'espèces (Kennedy *et al.*, 2002), renouvellement de ressources naturelles.

L'existence de discontinuités dans les processus écologiques, qui sous-tendent le renouvellement de ressources naturelles comme les poissons, les forêts, certaines espèces chassées ou en voie de disparition et réintroduites dans un environnement donné, génère des phénomènes de non-convexité abondamment analysés en économie des ressources naturelles (Dasgupta et Maler, 2003 ; Wirl, 2004). En présence d'effets de seuil, l'exploitation de ces ressources naturelles est caractérisée par la présence de plusieurs équilibres possibles et nécessite l'élaboration de politiques de gestion dynamiques (Maler, 2000 ; Mitra et Roy, 2006 ; Rondeau, 2001 ; Toman et Withagen, 2000).

En Europe, des politiques agri-environnementales tentent de préserver les ressources naturelles, comme la biodiversité, les paysages ruraux, les eaux superficielles et souterraines, par des programmes volontaires (OCDE, 2003) : un régulateur propose à une population d'agriculteurs d'adopter des pratiques jugées améliorantes, en échange d'une aide financière compensant les surcoûts liés à cette adoption, et sur une base volontaire. Ce régulateur a à sa disposition une littérature abondante sur les effets de seuils, leurs conséquences sur les caractéristiques souhaitables de politiques de gestion adaptées, mais généralement cette littérature ne décrit pas le problème spécifique auquel il est confronté. 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. Ceci diminue l'efficience de ces politiques et conduit à un gaspillage de fonds publics : des études empiriques, de plus en plus nombreuses, décrivent l'adoption de bonnes pratiques au prix d'efforts d'une partie des agents et, parfois, d'importantes subventions publiques sans qu'aucune modification notable de l'environnement soit relevée (Muradian, 2001).

La probabilité d'un tel gaspillage est accrue en situation d'information imparfaite sur le comportement des agriculteurs. 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 (Vanslembrouck *et al.*, 2002), de l'exploitant (Morris et Potter, 1995) et des réseaux dans lesquels ils sont impliqués (Bonnieux *et al.*, 2001). 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 (Laffont et Martimort, 2002).

Nous nous intéressons ici aux politiques agri-environnementales confrontées à deux difficultés : effets de seuils et information imparfaite. La littérature propose des solutions dans certaines situations. En présence d'effets de seuil, Wu (2004) propose de construire une politique permettant l'adoption de la mesure à un taux tel que l'effet environnemental recherché soit atteint dans chaque zone pertinente, en considérant ces zones successivement, et si possible dans l'ordre décroissant des bénéfices environnementaux associés. Cependant, en cas d'incertitude sur les seuils, et sur les effets sociaux de leur franchissement, les instruments de régulation classiques sont inappropriés et nécessitent l'ajout de critères associés à l'acceptabilité sociale d'une marge de manœuvre dans l'exploitation des ressources constituées par l'état de l'environnement (Perrings et Pearce, 1994). En présence d'asymétrie d'information, et dans le cas de régulation de pollutions diffuses, des mécanismes différenciés permettent d'inciter les agriculteurs à choisir l'effort le mieux adapté (Wu et Babcock, 1996 ; Bontems *et al*., 2005).

Une analyse des mesures agri-environnementales proposées aux agriculteurs en France permet de mettre en évidence la dispersion des efforts environnementaux résultant des programmes élaborés ces dernières années. Cette analyse permet, en outre, de déterminer les caractéristiques principales des fonctions de bénéfice espéré que les régulateurs attendent d'une amélioration de l'état de l'environnement et qui serviront à la modélisation. Elle permet enfin de construire une typologie des situations agri-environnementales en fonction des croisements possibles entre les sources d'incertitudes : comportements cachés des agriculteurs et processus biophysiques.

Pour chaque situation de cette typologie, est proposée et discutée la possibilité de construire un mode de régulation simple, tenant compte notamment des limites imposées par les coûts de transaction. Cette modélisation montre comment on peut tirer parti de l'utilité directe dérivée par les agriculteurs de certains biens environnementaux qu'ils contribuent à produire, tout en suscitant un comportement coopératif. Par exemple, 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 sensibles à l'efficience 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 biophysiques.

Nous analysons enfin un exemple pratique, dans lequel nous illustrons la présence d'effets de seuil. La possibilité pour un régulateur de construire une politique évolutive en présence d'effets de seuil incertains est décrite sur un cas concret.

L'article est organisé comme suit : la première section expose le contexte et la problématique de l'adoption par les agents de mesures agri-environnementales dans le cadre de programmes nationaux et régionaux. Nous présentons une illustration du phénomène de dispersion des exploitations adhérant aux programmes agri-environnementaux à l'aide des résultats de l'évaluation à mi-parcours des mesures agri-environnementales. La deuxième section décrit un modèle de comportement des agriculteurs confrontés à des mesures agri-environnementales et analyse les propriétés des programmes agri-environnementaux lorsqu'ils sont élaborés en situation d'information complète. Dans la troisième section, nous affaiblissons l'hypothèse d'information complète et examinons comment les programmes agri-environnementaux sont modifiés lorsque le régulateur ne connaît pas le consentement à recevoir des agriculteurs. Nous proposons également des mécanismes favorisant la participation des agriculteurs pour atteindre les objectifs environnementaux fixés à une petite région et l'illustrons par un exemple. Enfin, nous examinons, principalement à partir de la littérature, les autres combinaisons d'incertitude concernant la technologie et le comportement des agriculteurs, ainsi que des extensions possibles du modèle. Puis, nous concluons.

## Adhésion volontaire et dispersion des efforts environnementaux

Le plan de développement rural national (PDRN) a privilégié le contrat territorial d'exploitation (CTE) comme instrument phare d'une véritable politique agricole contractuelle, instaurée par la loi d'orientation agricole du 19 juillet 1999. L'ambition du CTE était d'intégrer une approche globale de l'exploitation agricole à un projet territorial de développement agricole, respectueux de l'environnement. Concrètement, un diagnostic économique et environnemental de l'exploitation est intégré au contrat qui permet à l'agriculteur d'accéder simultanément à des paiements agri-environnementaux et à des aides à l'investissement. La cohérence territoriale des engagements des agriculteurs est recherchée au travers de diagnostics territoriaux, départementaux ou infra départementaux et par une incitation de 20 % associée à la signature d'un contrat-type correspondant à un projet collectif. Ces contrats sont proposés par des porteurs de projets : organisation agricole, industrie agro-alimentaire, coopérative ou collectivité territoriale. Ils comprennent un ensemble de mesures, adapté aux objectifs environnementaux identifiés après un diagnostic de la zone ou du groupe d'agriculteurs concernés. Ils se distinguent des contrats individuels construits librement à partir du menu régional de mesures. Ces dispositions apparaissaient comme un progrès dans l'adaptation des programmes agri-environnementaux aux spécificités des exploitations et des territoires. Dans la pratique, le diagnostic d'exploitation a été simplifié entre 1999 et 2001. Il est devenu plus formel qu'opérationnel. De la même manière, la notion de projet collectif était suffisamment floue pour permettre une majoration des primes sans apporter nécessairement de cohérence territoriale aux engagements des contractants. Dans les faits, certains contrats dépendent de plusieurs projets collectifs. Inversement, la qualification en projet collectif supposait une subvention au porteur

de projet, entraînant la nécessité d'arbitrages supplémentaires. L'Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation (2003) ne rapporte pas le nombre de contrats qui dépendent de projets collectifs et note que cette question n'a pas vraiment mobilisé l'attention des évaluateurs au niveau régional. Des différences marquées sont cependant relevées entre certaines stratégies départementales d'application du dispositif. Compte tenu de la flexibilité du dispositif, les actions agri-environnementales ont surtout été perçues comme un outil de soutien au revenu, aussi bien par les décideurs que par les agriculteurs. En témoigne le foisonnement des mesures proposées à la contractualisation. Si le CTE est un instrument défini au niveau national, l'élaboration et l'adaptation des mesures proposées ont été réalisées dans le cadre des commissions départementales d'orientation agricole (CDOA). Bien qu'élargies aux associations environnementales et de consommateurs par la loi de 1999, ces instances restent dominées par les organisations professionnelles agricoles (OPA), fortement structurées au niveau départemental (Dupraz et Rainelli, 2004). Pressées par le ministère de l'Agriculture de mettre en œuvre le dispositif, les directions départementales de l'agriculture se sont généralement appuyées sur les compétences techniques des chambres d'agriculture et autres organisations professionnelles agricoles pour la définition des mesures. Leur multiplication s'explique par la volonté de ces organisations de rendre le CTE (et le transfert de revenu associé) accessible à toute exploitation (Arnaud, 2004).

Mis en place et adapté régionalement entre 1999 et 2001, le PDRN est caractérisé par un nombre très élevé de mesures agri-environnementales (MAE) proposées aux agriculteurs : 2 650 mesures référencées au niveau le plus fin, correspondant à 170 types de mesures différentes (Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation, 2003). À l'issue de l'harmonisation régionale, chaque agriculteur était confronté, selon sa région, à un nombre variant de 70 à 337 mesures offertes dont seules quelques-unes étaient éventuellement obligatoires pour accéder à un CTE. Dans la pratique, le choix du contractant potentiel était évidemment inférieur en raison de la spécificité de son système de production. De nombreux agriculteurs reconnaissant avoir choisi les mesures les moins contraignantes ou les moins éloignées de leurs pratiques antérieures, la contractualisation a sélectionné un nombre plus restreint d'actions agri-environnementales : sur 150 types de mesures surfaciques, 125 types ne représentent que 10 % de la surface contractualisée cumulée.

Malgré cette auto-sélection, l'offre plus que foisonnante de mesures a entraîné une grande dispersion des efforts environnementaux des agriculteurs contractants. D'autant plus qu'à de rares exceptions près, aucune disposition ne venait restreindre l'éligibilité d'une mesure dans les zones non pertinentes. Dans la logique du PDRN, l'incitation de 20 % associée aux projets collectifs devait assurer la coordination des efforts environnementaux des agriculteurs d'une zone donnée. Dans la Nièvre, ce bonus de 20 % était réservé aux seuls groupes d'agriculteurs, mais pas nécessairement des voisins, qui s'imposaient de contractualiser la même MAE ; cette approche reste néanmoins l'exception plutôt que la règle. De même, les MAE contractualisées dans les zones Natura 2000 bénéficiaient potentiellement d'une surprime de 20 %, rendue impossible pour des raisons de calendrier et une déconnexion des diagnostics de

territoire pour les documents d'objectifs Natura 2000 les plus avancés. Dans les faits, le rapport d'évaluation des CTE insiste sur la grande absence du territoire dans la mise en œuvre des CTE (Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation, 2003, pp. 74-78). Les projets collectifs ont été dominés par les acteurs des filières agricoles, avec des volets environnementaux offrant un large menu de mesures, peu spécifiques au territoire des exploitations visées. En juin 2002, sur 1 129 projets collectifs recensés, plus de la moitié était initiée par des groupements de producteurs ou des coopératives associés à l'industrie agroalimentaire, un tiers par les chambres d'agriculture, 15 % par diverses associations et 10 % seulement par des collectivités territoriales, Parcs naturels régionaux inclus. La faible implication des collectivités territoriales trouve une partie de son explication dans la rigidité du système de co-financement européen, géré par le CNASEA. Il faut cependant noter que les exemples retenus dans le rapport d'évaluation pour leur impact environnemental et/ou la coordination des efforts des agriculteurs ont en commun une implication des collectivités territoriales, sans que cette implication soit une garantie de succès.

Au niveau régional, les évaluations à mi-parcours du PDRN concernant les MAE ont précisé les enjeux environnementaux des différentes mesures. Pour chaque enjeu, les surfaces contractualisées et leur localisation ont donc pu être comparées aux zones d'intérêt correspondantes. Il faut signaler que si, pour certains enjeux, les zones d'intérêt restaient mal connues ou en débat au moment de l'évaluation, elles l'étaient encore moins bien lors de l'élaboration et de la mise en œuvre des mesures. Ce fait révèle à quel point le ciblage géographique des MAE était secondaire dans la première phase de mise en œuvre du PDRN. Le cas de la Bretagne est très significatif à cet égard puisque les exploitations ayant un CTE ne représentent que 3,5 % de sa surface agricole utile, mais sont dispersées dans 625 de ses 1 268 communes. En outre, les surfaces sous contrats (60 000 ha) se répartissent entre une douzaine de mesures principales et 43 mesures secondaires, avec une moyenne de 8 mesures par contractant (Pascal Consultants et CNASEA, 2003). Avec 176 000 ha sous contrat CTE, la Basse-Normandie a un taux de contractualisation nettement plus élevé. Néanmoins, les données disponibles ne démontrent pas une pertinence géographique significativement meilleure des surfaces contractualisées (Eureval C3E, 2003). L'érosion des sols est la deuxième priorité régionale : sept mesures surfaciques sont supposées avoir un effet anti-érosif et sont contractualisées à hauteur de 51 000 ha, mais 11 000 ha seulement sont situés dans les zones de risque érosif moyen à très fort (qui représentent quelques 53 000 ha), soit un taux moyen de couverture de 2 %, n'atteignant que 7 % pour les petites zones à risque très fort. Pour la qualité de l'eau, première priorité bas-normande, 410 000 ha sont en zones vulnérables vis-à-vis des nitrates. Douze mesures représentant 90 000 ha sont supposées avoir un impact sur la réduction des apports azotés, mais 51 000 seulement sont situés en zone vulnérable, soit un taux de couverture de 12 % (en comptant la gestion extensive des surfaces en herbe, sinon 8 %).

La mise en œuvre des contrats d'agriculture durable (CAD), qui font suite aux CTE, semble avoir pris la mesure du gaspillage de moyens que représentait le saupoudrage géographique d'une multitude de MAE. Ainsi, pour chaque territoire

délimité, un très petit nombre de priorités environnementales est retenu et, pour chaque priorité, un très petit nombre de mesures est offert à la contractualisation. Ce nouveau dispositif devrait donc limiter fortement la contractualisation de MAE dans les zones non pertinentes, tout en concentrant les efforts des contractants d'un même territoire sur les mêmes mesures. Ce nouveau dispositif semble néanmoins plus motivé par la réduction des coûts que par la recherche de l'efficacité environnementale, comme en témoigne le plafond de 27 000 € par contrat qui rend les CAD *a priori* moins attractifs que ne l'étaient les CTE. Sans modification des niveaux de primes par hectare, il n'est pas certain que les taux de contractualisation dans les différentes zones à enjeux soient très significativement supérieurs malgré l'absence de concurrence de mesures non pertinentes. Pour les processus agri-environnementaux caractérisés par des effets de seuils, les impacts environnementaux à venir pourraient donc se révéler aussi décevants si les surfaces ou linéaires critiques ne sont pas franchis. Pour les mesures correspondantes, nous nous interrogeons, dans la suite de l'article, sur l'opportunité pour les pouvoirs publics de ne signer les contrats d'un territoire donné que dans le cas où cette surface critique serait atteinte. Dans un contexte de rationnement des fonds publics, une telle disposition reviendrait à mettre les territoires en concurrence et, donc, à inciter les agriculteurs d'un même territoire à se coordonner pour aboutir à une offre consolidée de services agri-environnementaux. Cette disposition éviterait les paiements inutiles d'un point de vue environnemental, mais son efficacité resterait dépendante des niveaux de primes par hectare et du plafond par contrat qui nécessiteraient sans doute des ajustements.

De telles initiatives existent aux États-Unis pour la création de corridors écologiques. En présence d'effet de continuité de milieux (nécessaire à la survie d'espèces menacées, par exemple), Parkhurst *et al.* (2002) envisagent la mise en place d'un bonus incitatif pour les contrats agri-environnementaux qui coordonnent les efforts des contractants. L'idée est de pousser des contractants à associer leurs efforts agri-environnementaux en créant un territoire continu (équivalent à une réserve naturelle). Un tel comportement des contractants évite ainsi la mise en place d'un habitat fragmenté, moins favorable à la protection des espèces menacées.

En France, les évaluations des programmes agri-environnementaux mettent en lumière à la fois des incertitudes, partagées entre régulateur et agriculteurs, sur la technologie environnementale (les mesures ne sont pas ciblées dans l'espace), et une connaissance approximative de la dispersion des coûts d'adoption par le régulateur. En effet, la plupart des projets collectifs sont proposés par des groupements de producteurs ou des chambres d'agriculture, et les compensations sont basées sur les surcoûts supportés par les agriculteurs, conformément au Règlement de développement rural. En pratique, un surcoût moyen est évalué au cours de l'élaboration de chaque mesure ; la dispersion des surcoûts dans la population d'agriculteurs reste inconnue.

Agriculteurs et régulateur souhaitant coopérer pour la fourniture d'un service environnemental sont, selon les situations, confrontés à des incertitudes sur l'effet de la technologie employée pour fournir le service dans la zone considérée, mais peuvent aussi partager, ou pas, des informations privées sur le consentement à recevoir des agriculteurs dans cette zone. La section suivante propose un modèle simple décrivant

le comportement d'adoption de pratiques agri-environnementales par une population d'agriculteurs, en l'absence d'incertitudes et lorsque le consentement à recevoir de ces agriculteurs est une information partagée par tous. Ensuite, nous analyserons les modifications de ce modèle lorsque les informations privées des agriculteurs sont inconnues, soit du régulateur seulement, soit du régulateur et des autres agriculteurs. Nous proposons un mode de régulation permettant, dans ces situations, de fournir le service environnemental, malgré les asymétries d'information, et analysons un exemple concret d'un tel mode de régulation. La quatrième section décrit des extensions du modèle, dans un cas d'aléa moral ou lorsqu'il existe une incertitude sur les effets de la technologie agri-environnementale.

## Effets de seuil et politique en information complète

En information complète, les zones correspondant à des processus environnementaux caractérisés par des effets de seuil sont supposées connues. Conformément aux recommandations de Wu (2004), nous supposons que le régulateur s'applique à définir la politique zone par zone. Nous considérons ici l'analyse de l'une de ces zones. Une telle analyse, menée systématiquement dans toutes les zones pertinentes, permet de sélectionner les zones où il est souhaitable d'appliquer effectivement la politique. Nous nous placerons dans une approche à moyen terme, pour nous affranchir des aspects dynamiques de restauration de qualité des écosystèmes et des temps de réponse de ces écosystèmes à des modifications de pression. Supposons, comme Dupraz *et al*. (2004), que l'effet environnemental, $K$, dépend, à moyen terme, de la surface totale notée $S$, soumise à des pratiques plus favorables à l'environnement, et de l'effort environnemental constitué par ces pratiques, noté $e$. Nous nous donnons une technologie agri-environnementale $g$, représentant cette relation et telle que : $K = g(S,e)$.

Dès que la surface soumise à pratiques respectueuses de l'environnement est suffisamment importante, et que l'effort réalisé sur ces surfaces est suffisant, la fonction $g(.)$ est positive et croissante en $S$ et $e$. En outre, $g(.)$ est à rendement non croissant par rapport à $S$. Nous nous plaçons volontairement dans le cas d'une technologie environnementale concave (Wirl, 1999) au-delà du seuil (en particulier, nous supposerons que la dérivée seconde croisée $g_{Se}$ est négative : l'effet marginal sur l'environnement par rapport à la surface est décroissant en fonction du service environnemental).

L'effet de seuil est représenté, avec une simplification de la formalisation habituelle des effets de seuil dynamiques (Lines, 2005), par une surface critique $S_0$ et/ou un effort critique $e_0$, en deçà desquels aucun effet environnemental n'est perceptible :

$$S \leq S_0(e) \Rightarrow \quad g(S,e) = 0,$$

$$e \leq e_0(S) \Rightarrow \quad g(S,e) = 0.$$

L'utilité de réservation de l'agriculteur $i$ à qui l'on propose de fournir l'effort $e$ sur une surface $s$ est formalisée par son consentement à recevoir $c^i$. Ce consentement à recevoir, différent d'un agriculteur à l'autre, intègre le manque à gagner que la mise

en œuvre des pratiques spécifiées lui fait supporter, puisqu'il ne peut réaliser le plan de production correspondant au profit maximum de l'exploitation, et l'utilité que l'agriculteur dérive directement, en tant que consommateur, de l'effet environnemental, $K$ :

$$c^i = c^i(s, e, K).$$

Cette dernière hypothèse repose sur des résultats empiriques, montrant que la probabilité de contractualiser dépend positivement, et toutes choses égales par ailleurs, des préférences personnelles de l'agriculteur vis-à-vis des questions environnementales (Dupraz *et al.*, 2002). En revanche, si ces travaux empiriques mettent en évidence une relation entre la contractualisation et les préférences des agriculteurs en faveur de l'environnement pour certaines combinaisons de mesures (comme le maintien du paysage et la protection de la biodiversité, ou le maintien du paysage et la qualité de l'eau), ils montrent aussi l'absence de cette relation pour des mesures dont les effets ne sont pas directement observables (comme la protection de la biodiversité ou la qualité de l'eau non combinées à des mesures aux effets localement observables). Il semble donc que ce comportement soit lié à la protection de biens publics locaux tangibles, auxquels les agriculteurs ont de fait un accès privilégié par rapport aux autres consommateurs : leur propre effort leur importe, car ils ont un accès privilégié au bien public local.

Le consentement à recevoir de l'agriculteur $i$, $c^i(s, e, K)$, est croissant et convexe en $s$ et $e$ et non croissant en $K$ [1]. Le territoire sur lequel l'effet environnemental est recherché est suffisamment vaste pour que cet effet ne dépende pas de l'action d'un seul agriculteur. Nous introduisons une hétérogénéité des agriculteurs en considérant qu'ils peuvent avoir une utilité de réservation individuelle, même sur un territoire *a priori* homogène. Le consentement à recevoir d'un agriculteur donné dépend du nombre d'agriculteurs qui adoptent la mesure. Cette hypothèse d'une utilité de réservation endogène au processus de contractualisation est similaire à Genicot et Ray (2006), qui montrent comment le régulateur peut arriver à ses fins dans un cadre dynamique. Ils ne considèrent cependant pas l'existence d'effet de seuil pouvant affecter les fonctions « objectifs » du régulateur et des agents que nous étudions ici.

Nous supposerons enfin que $c_{sK}$, la dérivée croisée du consentement à recevoir par rapport à la surface contractualisée et à l'effet environnemental, est négative : le coût marginal (par rapport à la surface) est décroissant en fonction de l'effet environnemental, ce qui est également une hypothèse classique (Genicot et Ray, 2006).

Notons $W(K)$ le consentement à payer du régulateur pour le bien $K$ au nom de la collectivité. Cette fonction de surplus social est classiquement positive, croissante et concave en $K$ ; nous la supposerons de plus nulle pour $K = 0$.

[1] Cette dernière hypothèse n'exclut pas que l'utilité que l'agriculteur retire de l'effet environnemental soit nulle, ou très faible, pour certains agriculteurs indifférents à l'environnement, ou passagers clandestins. Cependant, il n'y a pas de raison que les passagers clandestins contractualisent moins s'ils anticipent que les autres contractualisent plus. Cela supposerait que l'utilité croît, puis plafonne ou décroît avec $K$ : une hypothèse qui n'est pas standard (en contradiction avec l'hypothèse de non-satiété).

## Optimum social

L'optimum social est la solution du programme (1), où $s^i$ est la surface sur laquelle l'agriculteur $i$ fournit l'effort environnemental $e$. Le couple $(s^i, e)$ constitue le service environnemental fourni par l'agriculteur $i$.

$$\max_{s^i,K,e}\left( W(K) - \sum_i c^i(s^i,e,K) \right) \qquad (1)$$

$$\text{s.c.} \quad \begin{aligned} & K = g\left( \sum_i s^i, e \right) \\ & \forall i, \quad s^i \geq 0 \\ & e \geq e_0\left( \sum_i s^i \right) \\ & \sum_i s^i \geq S_0(e) \end{aligned}$$

Si l'une des deux dernières contraintes est saturée, la solution est évidente : toutes les variables et toutes les fonctions sont nulles.

Au-delà du seuil, la solution intérieure est caractérisée, en utilisant le théorème de l'enveloppe, par les égalités suivantes :

$$\sum_i c_e^i(s^i,e,K) = g_e\left(\sum_i s^i, e\right) \cdot \left( W'(K) - \sum_i c_k^i(s^i,e,K) \right)$$

$$s^i\left( c_s^i(s^i,e,K) - g_s\left(\sum_i s^i, e\right) \cdot \left( W'(K) - \sum_i c_k^i(s^i,e,K) \right) \right) = 0; \forall i = 1,\ldots,n$$

La première équation définit l'effort optimal auquel est soumise chacune des surfaces $s^i$. Les $n$ équations suivantes déterminent la valeur prise par chacune de ces surfaces ; certaines surfaces peuvent être nulles, si le coût marginal pour le premier hectare excède le bénéfice marginal à le soumettre à l'effort optimal. Lorsque $s^i$ est positive, sa valeur est telle que le coût marginal ($c_s^i$) est égal au bénéfice marginal ($g_s.(W'-\sum c_k)$).

L'optimum social ne peut être atteint en l'absence de politique agri-environnementale puisque l'effet environnemental $K$ ne peut être obtenu par l'action d'un agriculteur isolé. Un agriculteur souhaitant fournir un service environnemental ne peut qu'anticiper $K = 0$ et est amené à fournir un service sur une surface telle que $c_s^i(s^i, e, K) = 0$. Il ne fournira donc pas le service environnemental sur son exploitation.

## Politique agri-environnementale en information complète

Le régulateur propose aux agriculteurs un contrat standard, noté $(e, p)$, que nous nommerons mesure agri-environnementale, et qui associe un paiement $p$ par unité de surface que l'agriculteur choisit de contractualiser impliquant le respect des pratiques décrites par $e$ sur cette surface. Nous supposerons de plus que l'effort $e$ est observable sans coût.

L'agriculteur à qui l'on propose le contrat $(e, p)$ fait face à une incertitude concernant le comportement des autres agriculteurs. Il doit anticiper ce comportement, en fonction des informations dont il dispose. Si l'on note $K^i$ l'anticipation de l'effet environnemental réalisée par l'agriculteur $i$, ce dernier maximise le bénéfice qu'il retire de la contractualisation : $\max_s \left( ps - c(s, e, K^i) \right)$. La solution de cette maximisation est notée $s^i(e, p, K^i)$ ; $s^i$ est positive ou nulle, non décroissante en $p$ et $K^i$ et non croissante en $e$. Formellement, $s_i$ est telle que :

$$p = c_s^i \left( s^i(e, p, K^i), e, K^i \right) \tag{2}$$

Si l'on dérive cette expression par rapport à $K^i$, il vient :

$$c_{ss}^i \left( s^i(e, p, K^i), e, K^i \right) \frac{\partial s^i}{\partial K^i} + c_{sK}^i \left( s^i(e, p, K^i), e, K^i \right) = 0 \, .$$

Avec nos hypothèses, plus l'agriculteur anticipe un bon état de l'environnement, plus il contractualise une surface importante.

En information complète, les fonctions de coût et d'utilité de chacun des agriculteurs, ainsi que les relations entre l'effort $(e)$, le paiement proposé $(p)$ et l'effet environnemental total $(K)$ sont des connaissances communes.

Le programme du régulateur est alors de maximiser une fonction de bien-être, $U$, qui ne dépend que de la surface totale contractualisée $S$ (en notant $\lambda$ le coût marginal des fonds publics) :

$$U(S) = W(K) - C(S) - \lambda pS,$$

$C(S) = \sum_{i=1}^{n} c^i \left( s^i, e, K \right)$ est le consentement à recevoir de la population d'agriculteurs et la surface totale sous contrat est $S = \sum_{i=1}^{n} s^i(e, p, K)$ .

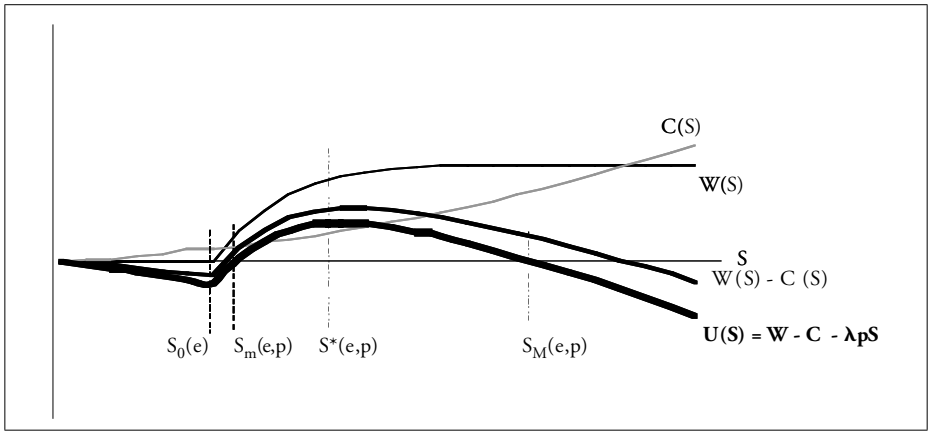
La fonction $U(S)$ est très particulière en raison de l'effet de seuil (figure 1) :

– si $S < S_0(e)$, $U(S) = -C() - \lambda pS$ est négative et décroissante, minimale en $S_0$ ;

– si $S \geq S_0(e)$, $U(S)$ est concave, croissante à droite de $S_0(e)$, mais ne devient éventuellement positive qu'au-delà d'un seuil $S_m(e,p) > S_0(e)$. Il est enfin possible qu'au-delà d'un seuil $S_M(e,p)$, $U$ devienne à nouveau négative (dans ce cas, la surface

proposée à la contractualisation est si importante que les coûts engendrés par la mesure sont nettement supérieurs au gain de bien-être qui en résulte).

Figure 1. **Consentement à payer du régulateur (*W*), coût d'adoption pour les agriculteurs (*C*) et bien-être social (*U*) en information complète et à technologie connue, pour un effort *e* donné**




Si $U$ reste négative, il est optimal de ne rien faire et aucun contrat n'est proposé. Dans le cas contraire, la technologie et les coûts étant connus par les uns et les autres, les agriculteurs anticipent correctement les conséquences du contrat $(e,p)$ sur l'effet environnemental, $K$. Ils proposent à la contractualisation une surface $s^i(e,p,K)$ telle que :

$$p = c_s^i\left(s^i, e, K\right) ,$$

et le programme du régulateur devient :

$$\max_{e,p,s^i,K} U \equiv W(K) - \sum_i c^i(s^i, e, K) - \lambda p \sum_i s^i \qquad (3)$$

$$\text{s.c.} \quad \begin{aligned} & K = g\left(\sum_i s^i, e\right) \\ & p = c_s^i(s^i, e, K) \\ & \forall i, \quad s^i \geq 0 \\ & e \geq e_0\left(\sum_i s^i\right) \\ & \sum_i s^i \geq S_0(e) \end{aligned}$$

Les deux dernières contraintes ne sont pas saturées puisque l'on se place au-delà du seuil (en deçà, il est optimal de ne rien faire). Les conditions de premier ordre de ce programme nous donnent le contrat optimal $(e^*, p^*)$ permettant une contractualisation sur la surface $S^* = \sum s^i(e^*, p^*, K^*)$ :

$$(1+\lambda)p = g_s(\sum_i s^i, e^*) \cdot \left( W'(K^*) - \sum_i c_K^i(s^i, e^*, K^*) \right) \quad (4)$$

$$\sum_i c_e^i(s^i, e^*, K^*) = g_e(\sum_i s^i, e^*) \cdot \left( W'(K^*) - \sum_i c_k^i(s^i, e^*, K^*) \right) \quad (5)$$

L'équation (4) nous indique que le paiement reçu par chaque unité de surface contractualisée, pondéré par le coût des fonds publics, est égal à la différence entre le consentement marginal à payer du régulateur au nom de la société (pour une variation de $S^*$) et le consentement marginal à recevoir des agriculteurs (pour cette même variation de $S^*$). L'équation (5) détermine la quantité optimale du service environnemental, qui est identique au service correspondant à l'optimum social.

Bien évidemment, l'élaboration de programmes agri-environnementaux ne s'effectue jamais en situation d'information parfaite des parties en présence. Nous allons examiner comment est modifié le contrat lorsque les informations privées des agriculteurs sont inconnues, soit du régulateur seulement, soit du régulateur et des autres agriculteurs.

## Technologie connue de tous, mais information cachée

### Fonction de coût inconnue du régulateur

Supposons, dans un premier temps, que les agriculteurs se connaissent suffisamment bien pour qu'ils puissent anticiper correctement l'effet environnemental associé à tout contrat *(e, p)* qui leur est proposé. Dans ce cas, l'asymétrie d'information n'existe qu'entre le régulateur et les agriculteurs, qui ont comme information privée leur fonction de coût individuelle. Cette asymétrie empêche le régulateur de spécifier le niveau de pratiques optimal $e^*$ à respecter par unité de surface, puisque sa valeur dépend, entre autres, de $c_e$ et de $c_K$. Le régulateur doit maintenant se fixer une valeur de l'effort $e$ de façon arbitraire, par exemple en choisissant ses mesures dans un ensemble existant pour lequel l'effort demandé aux agriculteurs est prédéfini. C'est la situation dans laquelle se sont trouvés les régulateurs locaux confrontés à l'application du PDRN. Il va ensuite déterminer le paiement $p_1$ à associer à cet effort, en maximisant une fonction de bien-être :

$$\max_{p, s^i, K} U \equiv W(K) - \sum_i c^i(s^i, e, K) - \lambda p \sum_i s^i \quad (6)$$

sous les mêmes contraintes qu'en information complète. Au-delà du seuil, les conditions de premier ordre donnent :

$$(1+\lambda)p_1 = g_s(\sum_i s^i, e)\cdot\left(W'(K^1) - \sum_i c^i_K(s^i, e, K^1)\right) \qquad (7)$$

Même s'il ignore les fonctions de consentement à recevoir des agriculteurs, le régulateur doit, s'il veut déterminer $p_1$, faire des hypothèses sur l'utilité marginale que retirent les agriculteurs de l'effet environnemental $K$. En pratique, sauf à faire de telles hypothèses, très restrictives, le régulateur ne peut déterminer un optimum de second rang dans cette situation d'information incomplète.

L'étape suivante consiste pour le régulateur à éviter les gaspillages d'argent public, c'est-à-dire à éviter les situations où des paiements n'apporteraient aucun effet environnemental, ou pour lesquelles la variation de bien-être pour la société serait négative. Dans le premier cas, une façon simple de s'en sortir pour le régulateur est de fixer un seuil en deçà duquel aucun contrat n'est signé. La valeur du seuil qui semble la plus simple est $S_0(e)$ mais elle ne garantit pas que le bien-être sera positif.

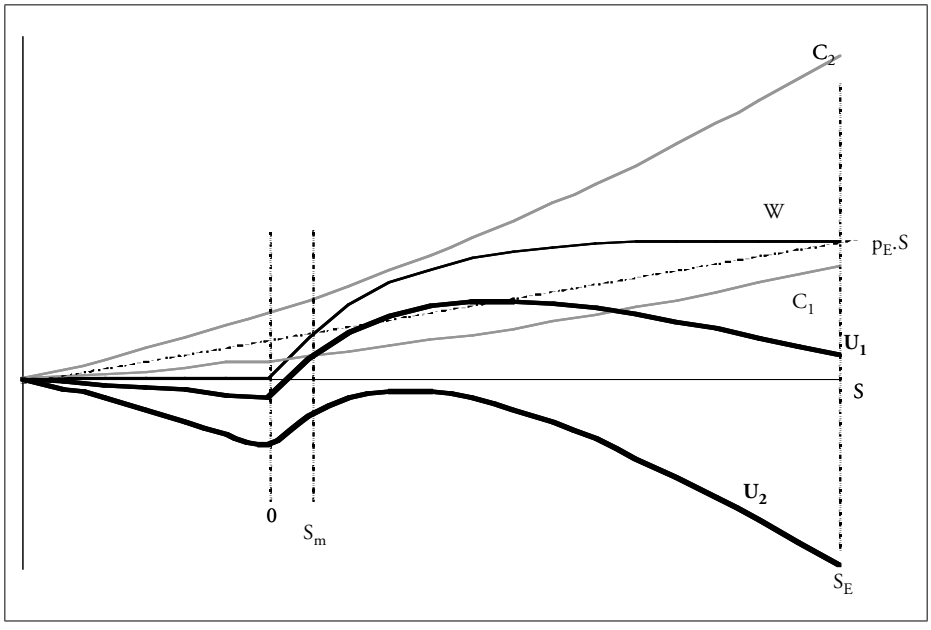
Éviter les situations pour lesquelles la variation de bien-être pour la société serait négative peut se faire en construisant un programme qui ne repose que sur $W$ (et pas sur $C$, inconnue du régulateur). Le régulateur peut offrir la prime la plus élevée possible qui garantit une variation de bien-être positive pour la collectivité (et qui garantisse que $W - p(1+\lambda)S \geq 0$) : si $S_E$ est la surface maximale éligible de la zone, il peut offrir $p_E(1+\lambda) = W(g(S_E,e))/S_E$ qui épuise le consentement à payer de la collectivité si toute la surface éligible est contractualisée. Le seuil qui déclenche la signature des contrats par le régulateur (et qui élimine les situations sans effet environnemental) est alors $S_m$ définie par $p_E(1+\lambda) = W(g(S_m,e))/S_m$. La concavité de $W$ implique $S_m(e) > S_0(e)$ (voir figure 2).

Un tel contrat, noté $(e, p_E, S_m)$, permet d'assurer que la variation de bien-être social du programme ne sera pas négative. La fonction de coût $C(.)$ étant incertaine, le coût total correspondant à une surface donnée $S$ peut se situer aussi bien au-dessus ($C_2$, sur la figure 2), qu'au-dessous ($C_1$, sur la figure 2) de $W(S)$. Mais, du fait du choix de $p_E$ et de $S_m$, la croissance des coûts marginaux implique que des contrats ne seront signés que si le coût total $C(.)$ est en deçà de $W(.)$ sur l'intervalle $\{S_m, S_E\}$. Sinon, le coût marginal étant supérieur à $p_E$, les contractants potentiels nécessaires au franchissement du seuil $S_m$ ont un coût marginal supérieur à $p_E$ et ne sont pas disposés à signer ; le seuil n'étant pas atteint, le régulateur ne valide donc aucun contrat, excluant les cas où le bien-être pourrait être négatif ($U_2$, sur la figure 2). Ce contrat $(e, p_E, S_m)$ n'est cependant pas optimal : il exclut des situations où le bien-être pourrait être positif ($U_1$ positif juste en deçà de $S_m$) et ne garantit pas que la surface contractualisée maximisera ce bien-être, puisque le paiement unitaire choisi ne dépend pas du coût. Chaque agriculteur réalisant une anticipation correcte de l'effet environnemental associé à $(e, p_E, S_m)$, cet effet sera inférieur à l'optimum de second

rang si $p_E \leq p_1$, et supérieur sinon. Cela provient du fait que, pour chaque agriculteur, la surface sous contrat est croissante avec $p$ et avec $K$.

Proposer aux agriculteurs un contrat $(e, p_E, S_m)$ permet donc au régulateur de se prémunir contre les situations dégradant le bien-être social. Cette solution est *a priori* différente de celle qui serait obtenue par un mécanisme de second rang (mécanisme que le régulateur ne peut mettre en œuvre qu'au prix d'hypothèses sur la façon dont les agriculteurs valorisent l'effet environnemental). Dans la sous-section suivante, nous montrons qu'un tel contrat a un intérêt supplémentaire quand la fonction individuelle de coût de chaque agriculteur est inconnue de ses collègues.

Figure 2. **Utilité du régulateur, coût de mise en place de pratiques alternatives par les agriculteurs et utilité sociale, en fonction de la surface contractualisée : détermination de la prime maximale $p_E$ et de la surface minimale $S_m$ garantissant une utilité sociale strictement positive (illustration pour un coût d'opportunité des fonds publics $\lambda$ nul)**




## Fonctions individuelles de coût inconnues du régulateur et des autres agriculteurs

Examinons maintenant le cas où les agriculteurs ignorent la façon dont réagiront leurs voisins. Face à un contrat $(e, p)$, chaque agriculteur va effectuer ses propres anticipations sur l'effet environnemental, et son consentement à payer sera $c^i(s^i, e, K^i)$. Le régulateur éprouvera encore plus de difficultés que dans le cas précédent à calculer $e^*$. Il lui sera, de plus, quasiment impossible de déterminer un paiement associé à la fourniture d'un service environnemental donné puisque, pour cela, il lui faudrait

connaître à la fois l'utilité que retire chaque agriculteur de l'effet environnemental, et la manière dont cet agriculteur anticipe les réactions de ces voisins.

En revanche, le régulateur peut toujours proposer le contrat $(e, p_E, S_m)$ décrit ci-dessus. De plus, l'annonce d'un contrat $(e, p_E, S_m)$ influence les anticipations $K^i$ des agriculteurs. Face à un contrat $(e, p)$, un agriculteur peut espérer réaliser un bénéfice $\pi(s^i(e,p,K^i)) = ps^i(e,p,K^i) - c^i(s^i(e,p,K^i),e,K^i)$. Cet agriculteur va réaliser *ex post* un profit, différent de $\pi(s^i(e,p,K^i))$ et que nous noterons :

$$\Pi(s^i(p, e, K^i),K) = ps^i(e,p,K^i) - c^i(s^i(e,p,K^i),e,K).$$

Si l'agriculteur avait anticipé $K^i > K$, il réaliserait *ex post* un profit inférieur à celui qu'il attendait (puisque $c_K$ est négatif) ; en particulier, il risque d'être très déçu si $K = 0$. Au contraire, si l'état de l'environnement est meilleur que ce qu'il anticipait ($K^i < K$), l'agriculteur réaliserait un profit supérieur à celui qu'il espérait (bien que ce profit soit inférieur à celui qu'il aurait réalisé s'il avait anticipé $K$) :

$$\Pi(s^i(p, e, K^i),K^i) < \Pi(s^i(p, e, K^i),K) < \Pi(s^i(p, e, K),K), \text{ si } K^i < K.$$

Notons de plus que, puisque l'utilité de l'agriculteur est croissante en $K^i$, le profit que celui-ci réalise en anticipant $K^i$ est, au pire, nul. Le consentement à payer de l'agriculteur pour la mise en place de mesures agri-environnementales sur sa propre exploitation lui assure une utilité totale supérieure à son utilité de réservation.

Proposer aux agriculteurs un contrat $(e, p_E, S_m)$ revient à réduire le risque pour les agriculteurs de se voir confrontés *ex post* à une situation où $K$ est nul : si la surface totale proposée à la contractualisation est inférieure à $S_m$, le régulateur ne signe pas le contrat collectif. Du coup, même s'ils ne connaissent pas les offres de leurs voisins, les agriculteurs ont intérêt à anticiper $K^i$ au moins égal à $g(S_m, e)$. Pour optimiser leur offre personnelle $s^i$, ils ont même intérêt à se concerter pour anticiper correctement l'impact environnemental final.

Proposer un contrat $(e, p_E, S_m)$ n'est *a priori* pas optimal, car $e$ est fixé arbitrairement par le régulateur. Néanmoins, ce processus permet clairement de discriminer les zones où la mise en œuvre de contrats est souhaitable de celles où elle ne l'est pas, en permettant de révéler l'offre environnementale collective des agriculteurs de chaque zone. Cette révélation est réalisée avec un coût de transaction additionnel faible correspondant à l'annonce du seuil $S_m$. En revanche, ce processus suppose que le régulateur connaisse sa propre fonction d'objectif $W$.

## Un exemple : l'élaboration de programmes itératifs d'implantation de bandes enherbées

Il est généralement accepté que les bandes enherbées permettent de limiter les écoulements superficiels et par là même protégent les cours d'eau des polluants potentiels contenus dans ces écoulements (Réal, 1998). Leur effet est maintenant relativement bien connu, grâce à de nombreux dispositifs expérimentaux. Les mécanismes qui contribuent à donner aux bandes enherbées un rôle de rétention ont été identifiés : le phénomène principal est l'infiltration dans la zone tampon,

ensuite il y a la sédimentation des particules érodées et l'adsorption des molécules au contact des résidus végétaux et du sol. L'efficacité des bandes enherbées est bien documentée (Lacas *et al.*, 2005), mais sa variabilité est grande : en France, sous pluies naturelles, il apparaît, par exemple, que la variabilité de la réduction du flux de produits phytosanitaires dans le ruissellement intercepté par la bande enherbée varie entre 50 % et plus de 90 % pour la plupart des molécules. De plus, cette efficacité varie d'un site à l'autre, selon la période de l'année (en particulier, l'efficacité de la bande enherbée baisse en cas d'engorgement de la zone pendant la période hivernale), selon la largeur de la bande (aucune largeur optimale n'a été définie à l'heure actuelle) et, bien sûr, selon la proportion de berges sur lesquelles ces bandes sont implantées.

Un régulateur souhaitant proposer d'implanter des bandes enherbées pour la protection effective d'un cours d'eau se trouve dans la situation décrite dans les paragraphes précédents : il connaît la technologie, peut anticiper l'existence d'un seuil, ignore la valeur exacte de ce seuil et n'a pas de connaissance des fonctions de coût des agriculteurs pour l'implantation de ces bandes.

Le département d'Ille-et-Vilaine s'est trouvé dans cette situation et a mis en place un dispositif original permettant la coopération des agriculteurs. Le Conseil général a cherché à inciter les agriculteurs à implanter des bandes enherbées le long des berges de rivières pour protéger la qualité de l'eau et a utilisé pour cela une approche volontaire, financée par des contrats. Plusieurs étapes se sont succédé avant d'arriver à la forme actuelle du contrat (Kerhouas, 2003) :

– Les contrats initiaux ont été proposés dans le cadre des MAE pour la période 1994-1999. Sur la période 1994-1999, 536 contrats et 1 406 ha comportaient la création de bandes enherbées. Le budget total a été de 2 900 000 €.

– Un audit mené à la fin de la période sur les contrats signés sur le département a alors souligné le manque de résultats environnementaux au regard des sommes versées. Une proposition a été faite de prendre en compte dans la signature des contrats le fait que les bandes enherbées ne sont efficaces physiquement et ont un impact mesurable que si 60 % des rives d'une rivière sont sous contrat (Lancelot, 2001). La dispersion des contrats dans l'espace aurait ainsi diminué fortement l'efficacité des contrats précédents.

– Fort de cette réflexion, le Conseil général s'est lancé dans un nouveau processus d'élaboration des contrats. Un premier bassin versant a été choisi pour cette nouvelle approche. Élus et techniciens pensaient qu'annoncer, au moment de la signature des contrats, un objectif de continuité territoriale et une volonté d'obtenir un linéaire de bandes enherbées supérieur au seuil précédemment déterminé permettrait d'observer l'effet des mesures sur la faune, la flore et la qualité de l'eau, ainsi que de stimuler l'ensemble des partenaires impliqués (Lancelot, 2001).

– Après deux ans, seuls 11 exploitants de la zone concernée avaient signé un contrat. Le seuil de 60 % des rives, souhaité par le Conseil général, n'était donc pas encore atteint. Les contrats ont été payés et suivis normalement.

Une nouvelle approche a été proposée et s'est portée sur un second bassin versant. Cette fois, a été introduit, non un objectif de signature sur 60 % des berges, mais un pré-requis pour la signature des contrats. Tant que les déclarations d'intention de

contracter ne concernaient pas 60 % des rives de la zone ciblée, les contrats n'étaient pas engagés. Cette nouvelle approche a conduit à la signature de 34 contrats sur la nouvelle zone concernée, dépassant ainsi le seuil de 60 %.

Les zones ciblées sont prioritairement des zones sous contrat eau-paysage-environnement (CEPE), signé avec le Conseil général. Ce type de contrat prévoit, au niveau du territoire intercommunal, la réalisation d'un diagnostic environnemental avec la définition puis la mise en œuvre d'un programme d'actions, ainsi que la coordination des programmes locaux, au niveau départemental. Le dispositif bandes enherbées est l'une des actions mises en œuvre dans le cadre de ce contrat. Ainsi, la mise en œuvre de ce dispositif est effectuée en priorité sur un territoire où la volonté de travailler à la reconquête de l'eau est déjà bien présente.

Le budget alloué à ce programme atteint 760 000 € pour la période 2001/2006. Trois types de contrats sont possibles. Le premier consiste à créer des bandes enherbées par reconversion des terres arables en herbages extensifs le long des rivières pour 375 euros/ha, si la culture initiale est céréalière. Les herbages ainsi créés ne seront fauchés qu'une fois par an, ne recevront que 70 unités d'azote et accueilleront 1,4 unité gros bovins par ha. Le second contrat prévoit également la création de bandes enherbées par reconversion des terres arables en prairies temporaires pour 259 euros/ha. Ces prairies pourront recevoir 210 unités d'azote, pourront être cultivées en trèfle, être fauchées trois fois par an, et accueillir 1,8 unité gros bovins par ha. Un désherbant sélectif pourra y être appliqué. Le dernier type de contrat est le maintien de bandes enherbées par gestion extensive de prairies pour 63,6 euros/ha.

Ces montants sont majorés de 20 % par le Conseil général si les mesures sont adoptées dans le cadre d'un CTE. Ces contrats concernent l'implantation ou la gestion de bandes enherbées de 20m de large. Les bandes enherbées doivent être implantées après un diagnostic précis des conditions territoriales. L'implantation des bandes enherbées doit se faire à des endroits précis du bassin versant afin d'avoir un impact mesurable sur la qualité de l'eau. Des conventions particulières ont été élaborées afin de mettre en œuvre ce dispositif. La responsabilité de l'instruction des dossiers est déléguée à l'ADASEA d'Ille-et-Vilaine qui assure également l'animation. Le CNASEA est l'organisme payeur.

Une convention a été signée avec la préfecture d'Ille-et-Vilaine qui engage l'État dans la mise en œuvre du dispositif. Cet engagement a évité au Conseil général d'avoir à notifier directement sa politique à la Commission européenne et a permis le co-financement des contrats par le FEOGA, section garantie.

Dans cet exemple, on constate, dans un premier temps, la capitalisation par le Conseil général d'expériences locales pour déterminer la valeur du seuil. Dans un second temps, une gestion évolutive des modalités de signature des contrats a permis d'élaborer progressivement un contrat de type $(e, p_E, S_m)$ qui garantit un effet environnemental. Aucune étude vérifiant la qualité du cours d'eau sur le bassin versant concerné par ce contrat-type n'est disponible à ce jour. Ainsi, nous ne disposons pas d'éléments permettant de déterminer si la surface contractualisée atteint finalement la valeur $S_m$, ni si le bien-être social est positif.

## Extensions

### Aléa moral

L'autre problème classique d'asymétrie d'information concerne l'aléa moral, dans le cas où l'effort de chaque agriculteur, $e^i$, est difficile à contrôler. Aussi surprenant que cela puisse paraître, un certain nombre de mesures agri-environnementales existantes ont pourtant proposé de telles mesures (Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation, 2003).

Une politique classique est basée sur peu de contrôles, par nature coûteux dans cette situation, et des sanctions très élevées en cas de non-conformité (Holmström 1982). Dans la pratique, le contexte institutionnel ne permet pas, en général, de fixer des sanctions à un niveau tel qu'elles puissent être dissuasives.

Une solution coopérative est à nouveau envisageable si chaque agriculteur peut être aisément et fréquemment observé par ses collègues (Segerson, 1988). Segerson (1988) a repris les résultats déterminés par Holmström (1982) dans le cas de pollutions diffuses : l'ensemble des pollueurs potentiels est considéré comme une équipe, dont la production jointe est le niveau de pollution observé dans le milieu. Le régulateur ne mesure que la concentration en polluants et les paiements de taxes par les firmes. Les firmes sont soumises à une taxe individuelle (ou une subvention individuelle) lorsque le niveau de pollution dépasse (tombe sous) un niveau objectif prédéterminé. La mise en place de la taxe (différenciée selon chaque firme) permet d'atteindre un équilibre de Nash sous l'hypothèse que les fonctions de profit, d'émissions individuelles, de devenir et de transport des polluants, ainsi que toute autre information nécessaire, font partie d'un ensemble de connaissances communes.

C'est le cas, par exemple, pour la mesure imposant la fauche du centre vers la périphérie de la parcelle ; bien que des contrôles soient très difficiles à organiser par l'administration, les éleveurs sont fréquemment en mesure d'observer la manière dont leurs collègues fauchent. L'idée de base est alors un contrat entre le régulateur et un consortium d'agriculteurs d'une zone donnée. Le consortium reçoit un paiement global $P = C(p^*, e^*)$ si $K^*$ est fourni, et sinon, rien du tout. En pratique, le consortium peut avoir à rembourser le paiement reçu *ex ante* si l'objectif n'est pas atteint, plus une pénalité éventuelle couvrant les coûts de l'administration et le coût d'opportunité des fonds publics (Falconer *et al.,* 2001). Cela signifie que la pénalité par agriculteur contractant est beaucoup plus faible que la pénalité optimale associée à des contrats individuels. Le respect de l'engagement collectif est basé sur les relations interindividuelles au sein du consortium, quelques passagers clandestins mettant en danger le paiement de tous les autres.

### Incertitudes sur la technologie agri-environnementale

Nous avons jusqu'à présent supposé qu'il était possible de trouver une technologie agri-environnementale, $g$, qui relie les efforts fournis pas les agriculteurs, les surfaces contractualisées et l'effet environnemental observé. Déterminer cette

technologie n'est pas toujours simple. Le cas le plus fréquent se rencontre lorsque l'effet environnemental concerne la restauration d'un biotope : les spécialistes de ce biotope ont souvent une idée très précise du résultat à rechercher, mais ne savent pas toujours traduire ce résultat escompté en effort à réaliser par les agriculteurs. Il est également possible que l'effet environnemental soit soumis à des aléas climatiques et ne reflète qu'imparfaitement les efforts des agriculteurs. Nous n'analyserons pas les modifications du mécanisme contractuel dans ces situations, car il nous faudrait pour cela ajouter des hypothèses sur l'aversion au risque des agriculteurs et du régulateur, et sur le partage du risque entre les deux. Nous considérerons par la suite que le régulateur a une représentation, même imprécise, de la forme de la technologie agri-environnementale à mettre en œuvre localement.

La plupart du temps, la technologie environnementale est connue partiellement des régulateurs et de leurs conseillers. Une difficulté fréquente provient de la possible convexité de cette technologie environnementale. La convexité de la technologie introduit un effet d'échelle : lorsque la surface totale contractualisée est relativement faible, le consentement à payer du régulateur peut être convexe. La mesure pour la couverture hivernale des sols, visant la réduction du lessivage hivernal d'azote et l'érosion, en est un exemple : la prime par hectare est modulée en fonction du pourcentage de terres arables de l'exploitation qui y sont soumises : elle est supérieure si plus de 40 % des terres arables de l'exploitation sont contractualisées.

En effet, l'on a :

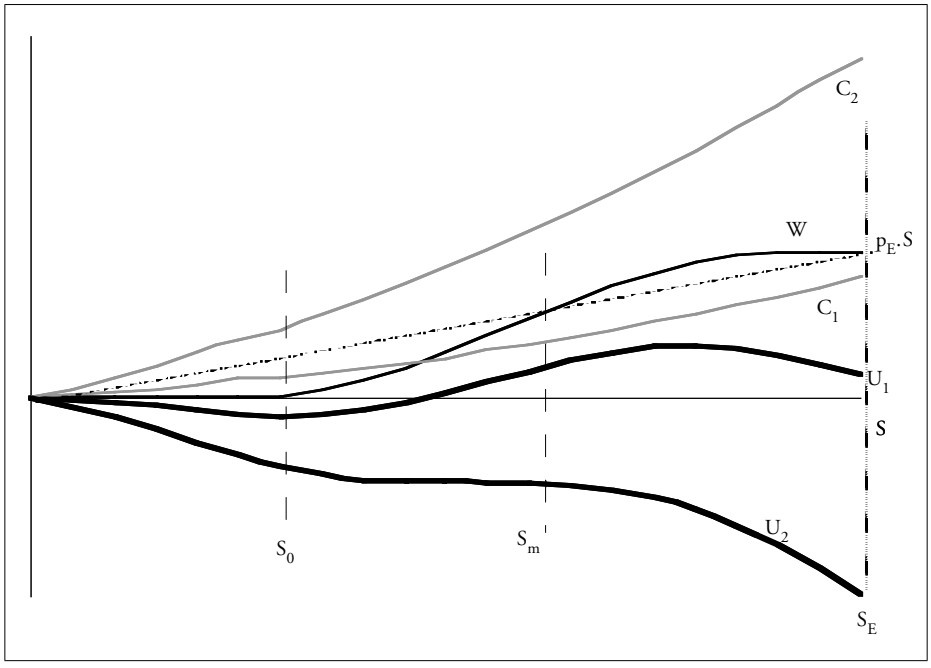
$$\frac{\partial^2}{\partial S^2}\left[W(g(S,e))\right] = W''\cdot(g_s)^2 + W'\cdot g_{ss} \tag{8}$$

Puisque $W$ est croissante concave en $K$, $W'$ est positive et décroissante. Le produit $W'\cdot g_{ss}$ de l'équation (8) est positif, mais le terme $W''$ est négatif. On peut alors avoir plusieurs configurations. Soit $W$ est strictement concave en $S$ et l'on est ramené au cas étudié dans la sous-section « Fonction de coût inconnue du régulateur ». Soit $W$ est strictement convexe en $S$ : dans ce cas, soit $W$ est toujours inférieur à $C$ et il est optimal de ne rien faire, soit $W$ est supérieur à $C$ à partir d'une surface contractualisée donnée et il est optimal de contractualiser toute la surface potentielle. Si l'on suppose que les dérivées secondes de $W$ et de $K$ sont monotones, il reste un dernier cas : $W$ est convexe, puis concave en $S$ (figure 3). Le mécanisme proposé au paragraphe « Fonction de coût inconnue du régulateur » reste applicable, avec une surface déclenchant la signature du contrat collectif plus importante en raison du point d'inflexion.

Bien entendu, si les fonctions $W''$ et $g_{ss}$ ne sont pas monotones, le signe de $d^2W/dS^2$ peut très bien ne pas être constant et il conviendrait alors d'élaborer une régulation dynamique (Rondeau, 2001).

Plus simplement, la présence d'effet de seuil est généralement connue et l'incertitude porte sur la valeur précise du seuil dans un contexte local. En général, les agriculteurs disposent de moins d'information que les décideurs publics sur les processus environnementaux. Dans ce cas, la difficulté est de proposer et d'assurer le suivi de contrats

Figure 3. **Utilité du régulateur (*W*), coût de mise en place de pratiques alternatives par les agriculteurs ($C_1$ et $C_2$) et utilité sociale ($U_1$ et $U_2$), en fonction de la surface contractualisée lorsque la technologie environnementale est convexe**




qui produiront une information supplémentaire sur ces processus et fourniront les valeurs des seuils. Une démarche itérative qui prévoit plusieurs étapes de contractualisation est nécessaire. Sans asymétrie d'information, des contrats standard sont offerts dans une première étape dans quelques zones représentatives délimitées selon l'objectif environnemental et les possibles effets de seuil associés. S'il existe des sites aux caractéristiques proches, différents contrats *(e,p)* peuvent être testés pour découvrir les valeurs critiques plus rapidement et avec une plus grande précision. Commencer avec des niveaux d'effort et de paiements associés élevés, offrant un profit confortable aux agriculteurs, peut avoir des avantages : la probabilité de production du bien environnemental étant plus élevée, le coût social net de la première étape de contractualisation sera probablement plus faible, même si le surplus social n'atteint pas le coût du programme. De plus, un succès environnemental encouragera les agriculteurs pour les prochaines étapes de contractualisation, alors qu'un échec les aurait découragés. À la fin du suivi du programme, le régulateur saura *ex post* si les seuils ont été atteints ou pas. Dans certains cas, il est pertinent d'offrir un paiement supplémentaire aux contractants pour qu'ils réalisent eux-mêmes une partie du suivi. Le processus itératif, dans lequel les résultats des étapes précédentes sont pris en compte, permet au régulateur d'atteindre le contrat optimal pas à pas et de le proposer à d'autres zones selon les recommandations de Wu (2004). Notons cependant la difficulté de mise en œuvre d'un tel processus dans le cas fréquent d'un temps de latence du milieu aux efforts environnementaux, qui ralentit l'acquisition de données pertinentes.

Une coopération active entre scientifiques, décideurs publics, agriculteurs et organisations environnementales devrait créer un contexte dans lequel les impacts environnementaux attendus, les procédures de suivi et les contrats sont définis à chaque étape en tenant compte des résultats précédents. Dans un tel contexte, les interrelations entre les différentes mesures décrites dans la littérature, notamment sur les programmes de conservation d'espèces menacées (Wu, 2004), pourraient également être intégrées dans l'élaboration des contrats futurs.

Lorsque, de plus, la fonction de coût des agriculteurs est partiellement inconnue par le régulateur, annoncer une surface minimale de contractualisation pour déclencher la signature par le régulateur du contrat $(e, p, S_m)$ n'est plus utile lorsque la valeur du seuil est inconnue. L'analyse *ex post* des contrats $(e, p)$ fournira l'information nécessaire sur la fonction de production environnementale des agriculteurs. Une fois encore, la révélation du consentement à recevoir des agriculteurs, sous différents scénarios, peut fournir des informations complémentaires intéressantes. Par exemple, l'influence de la probabilité de l'effet environnemental recherché associée à différents contrats peut être testée, avant qu'une telle probabilité soit elle-même estimée.

Le problème d'aléa moral est plus difficile à appréhender parce que l'identification de la source d'échec du programme est impossible. Pour la régulation des nuisances, plusieurs auteurs préconisent une taxe ambiante, dont le taux dépend de l'état de l'environnement, car c'est une politique qui s'appuie sur les résultats plutôt que sur des efforts difficiles à observer. C'est ainsi, par exemple, que dans la zone agricole des Everglades, les cultures sont taxées depuis 1994, selon un taux par hectare croissant avec le temps (Ribaudo, 2004). Ce mécanisme constitue un transfert progressif des droits sur l'environnement des agriculteurs vers la collectivité. Le mécanisme prévoit une réduction de taxe dès lors que la pollution agrégée diminue au-delà d'un certain seuil. On ne connaît pas encore les conséquences de ce mécanisme. Sa transposition pour la production d'aménité pourrait être envisagée sous forme de subvention ambiante. Cela donne l'opportunité et la responsabilité aux agriculteurs d'entrer dans un processus de capitalisation de connaissances sur la technologie environnementale et de décider des actions à mener ou non. Il faut cependant noter que ce type de mécanisme peut aussi permettre au régulateur de faire porter tout le risque aux agriculteurs lorsque l'effet environnemental dépend fortement d'aléas (climatiques ou biologiques). C'est pourquoi l'utilisation d'une taxe/subvention ambiante semble plus adaptée à de petites zones homogènes (Weersink *et al.*, 1998).

Lorsque des biotopes remarquables sont menacés par l'évolution économique d'une région, Perrings et Pearce (1994) montrent que l'incertitude sur les seuils est souvent associée à une incertitude et à une irréversibilité des dommages potentiels et de leurs coûts sociaux. Dans ce cas, les outils économiques conventionnels ne sont pas utilisables car aucun optimum n'est calculable : les décisions concernant la préservation de ces biotopes reposent alors sur des critères non économiques. La préservation du *statu quo* est assurée par des pénalités dont le montant doit être élevé par rapport au profit privé du non-respect des normes. De nombreux programmes agri-environnementaux sont utilisés pour préserver de l'abandon et de l'intensification agricole des sites remarquables comme certains marais, des tourbières ou des prairies sèches de montagne. L'utilisation des résultats de Perrings et Pearce (1994) justifie des

paiements suffisamment élevés pour empêcher une utilisation alternative des terres dans les sites sélectionnés par les décideurs publics. Parfois, ces paiements ne correspondent à aucun effort tangible de l'agriculteur.

## *Conclusion*

La diversité des situations agri-environnementales ne permet pas, en général, de définir des politiques efficaces à un échelon territorial élevé. Comme l'observait Mollard (2003), 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 (Dupraz *et al.*, 2002 et 2003). 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.

Les nouvelles dispositions relatives à la conditionnalité des aides européennes incluent l'obligation faite aux exploitations agricoles de « *mettre en place une surface équivalente à 3 % de la surface en céréales, oléoprotéagineux et gel de l'exploitation en bandes*

*enherbées ou avec un couvert à intérêt environnemental* ». Les surfaces et les linéaires en jeu sont considérables (400 000 ha de surfaces enherbées et 400 000 à 800 000 km de bandes enherbées, soient 200 000 à 400 000 km de linéaire de cours d'eau ; Gril et Lacas, 2004). Dans de nombreux cas, les cultivateurs gardent une marge de manœuvre importante quant à la localisation de ces bandes enherbées. Les implantations de bandes enherbées (différents aménagements possibles, différentes localisations possibles) devraient autant que possible être adaptées à chaque territoire sous peine d'imposer des contraintes significatives aux exploitants sans grands bénéfices environnementaux tangibles. Un diagnostic précis de ce territoire ainsi qu'une capitalisation et une diffusion des connaissances techniques locales sont donc indispensables pour une application optimale des nouvelles dispositions réglementaires.

## Bibliographie

Arnaud S. (2004). Expression de la demande sociale pour les diverses fonctions de l'espace rural dans le Parc des Marais du Cotentin et du Bessin, Mémoire de DEA, Laboratoire d'économie et sociologie rurales, INRA, Rennes, Faculté des sciences économique de l'université de Montpellier 1, ENSA de Montpellier.

Asner G.P., Vitousek P.M. (2005). Remote analysis of biological invasion and biogeochemical change, *Proceedings of The National Academy of Sciences of The United States of America*, 102 (12), pp. 4383-4386, National Academy of Sciences (USA).

Bonnieux F., Dupraz P. and Retière C. (2001). Farmer's supply of environmental benefits, *in: Multifonctionality of Agriculture, Seminar Proceedings*, Erling Vardal (ed.), February 16-18, Department of Economics of the University of Bergen, Research Council of Norway, pp. 105-133.

Bontems P., Rotillon G. and Turpin N. (2005). Self-selecting agri-environmental policies with an application to the Don watershed, *Environmental and Resource Economics*, 31 (3), pp. 275-301.

Dasgupta P., Maler K.G. (2003). The economics of non-convex ecosystems: Introduction, *Environmental and Resource Economics,* 26 (4), pp. 499-525.

Dupraz P., Latouche K. and Bonnieux F. (2004). Economic implication of scale and threshold effects in agri-environmental processes, Proceedings of 90th EAAE Seminar *Multifunctional agriculture, policies and markets: Understanding the critical linkage,* INRA/AgroCampus Rennes, October 28-29, (*http://merlin.lusignan.inra.fr:8080/eaae/website/ContributedPapers*), 8 p.

Dupraz P., Rainelli P. (2004). Institutional approaches to sustain rural landscapes in France, *in: Sustaining Agriculture and the Rural Economy,* Brouwer F. (ed.), Cheltenham, Edward Elgar Publishing, pp. 162-182.

Dupraz P., Vanslembrouck I., Bonnieux F. and Van Huylenbroeck G. (2002). Farmers' participation in European agri-environmental policies, Paper presented at the X$^{th}$ Congress of the European Association of Agricultural Economists*,* Zaragoza (Spain), August 28-31, 14 p.

Dupraz P., Vermersch D., Henry de Frahan B. and Delvaux L. (2003). The environmental supply of farm households: A flexible willingness to accept model, *Environmental and Resource Economics*, 25 (3), pp. 171-189*.*

Eureval C3E (2003). Évaluation à mi-parcours portant sur l'application en France du règlement C.E. n° 1257-1999 du Conseil, concernant le soutien au développement rural, partie sur le soutien à l'agri-environnement (chapitre VI du R.D.R.) et le contrat territorial d'exploitation en Basse-Normandie, Rapport final MAE, 15 juin, 164 p.

Falconer K., Dupraz P. and Whitby M. (2001). An investigation of policy administrative costs using panel data for the English environmentally sensitive areas, *Journal of Agricultural Economics,* 52 (1), pp. 83-103.

Genicot G., Ray D. (2006). Contracts and externalities: How things fall apart, *Journal of Economic Theory,* 131 (1), pp. 71-100.

Gril J.-J., Lacas J.-G. (2004). Intérêt des zones tampons enherbées et boisées pour limiter le transfert diffus des produits phytosanitaires vers les milieux aquatiques. De l'état des connaissances aux recommandations pratiques, Rapport d'étude, Lyon, CEMAGREF/Unité de recherche Qualité de l'eau et prévention des pollutions, 37 p.

Holmström B. (1982). Moral hazard in teams, *Bell Journal of Economics*, 13 (2), pp. 324-340.

Instance nationale d'évaluation du contrat territorial d'exploitation (2003). Le programme CTE, Rapport d'évaluation, Paris, ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des Affaires rurales, décembre, 177 p.

Kennedy T.A., Naeem S., Howe K.M., Knops J.M.H., Tilman D. and Reich P. (2002). Biodiversity as a barrier to ecological invasion, *Nature,* 417 (6889), pp. 636-638.

Kerhouas Y. (2003). La mise en œuvre de mesures agro-environnementales sur le département d'Ille-et-Vilaine. Dispositif « Bandes Enherbées », Rapport du Conseil général d'Ille-et-Vilaine, Rennes (France), Conseil général d'Ille-et-Vilaine, 70 p.

Lacas J.-G., Voltz M., Gouy V., Caluer N. and Gril J.-J. (2005). Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: A review, *Agronomy for Sustainable Development,* 25, pp. 253-266.

Laffont J.-J., Martimort D. (2002). *The Theory of Incentives: The Principal-Agent Model*, Princeton (NJ), Princeton University Press, 360 p.

Lancelot F. (2001). Le renouveau des bandes enherbées le long des rivières, *La Terre,* semaine du 28 février au 6 mars, pp. 2-3.

Levin S.A. (1998). Resilience in natural and socioeconomic systems, *Environment and Development Economics,* 3 (2), pp. 222-234.

Lines M. (2005). Intertemporal equilibrium dynamics with a pollution externality, *Journal of Economic Behavior and Organization,* 56 (3), pp. 349-364.

Maler K.G. (2000). Development, ecological resources and their management: A study of complex dynamic systems, *European Economic Review,* 44 (4-6), pp. 645-665.

Mitra T., Roy S. (2006). Optimal exploitation of renewable resources under uncertainty and the extinction of species, *Economic Theory,* 28, pp. 1-23.

Mollard A. (2003). Multifonctionnalité de l'agriculture et territoires : des concepts aux politiques publiques, *Cahiers d'économie et sociologie rurales,* 66, pp. 28-54.

Morris C., Potter C. (1995). Recruiting the new conservationists: Farmers' adoption of agri-environment schemes in the UK, *Journal of Rural Studies*, 11, pp. 51-63.

Muradian R. (2001). Ecological thresholds: A survey, *Ecological Economics,* 38 (1), pp. 7-24.

OCDE (2003). *Voluntary Approaches for Environmental Policy - Effectiveness, Efficiency and Usage in Policy Mixes*, Paris, OECD publishing, 144 p.

Parkhurst G.M., Shogren J., Bastian C., Kivi P., Donner J. and Smith R.B.W. (2002). Agglomeration bonus: An incentive mechanism to runite fragmented habitat for biodiversity conservation, *Ecological Economics*, 41, pp. 305-328.

Pascal Consultants-CNASEA (2003). Évaluation des MAE et CTE à mi-parcours en Bretagne, Rapport final, 25 juin, Limoges, CNASEA, 75 p.

Perrings C., Pearce D. (1994). Threshold effects and incentives for the conservation of biodiversity, *Environmental and Resource Economics*, 4, pp. 13-28.

Réal B. (1998). Étude de l'efficacité des dispositifs enherbés, ITCF et Agences de l'eau, campagnes 1993-94, 1994-95, 1995-96, Institut technique des céréales et des fourrages, Services techniques de production, Estrées Mons et La Chapelle Saint Sauveur, septembre, 30 p.

Ribaudo M.O. (2004). Policy explorations and implications for nonpoint source pollution control: Discussion, *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (5), pp. 1220-1221.

Rondeau D. (2001). Along the way back from the brink, *Journal of Environmental Economics and Management*, 42 (2), pp. 156-182.

Segerson K. (1988). Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, pp. 87-98.

Toman M.A., Withagen C. (2000). Accumulative pollution, "clean technology", and policy design, *Resource and Energy Economics*, 22 (4), pp. 367-384.

Vanslembrouck I., Van Huylenbroeck G. and Verbeke W. (2002). Determinants of the willingness of Belgian farmers to participate in agri-environmental measures, *Journal of Agricultural Economics*, 53 (3), pp. 489-511.

Weersink A., Livernois J.R., Shogren J.F. and Shortle J.S. (1998). Economic instruments and environmental policy in agriculture, *Canadian Public Policy,* 24 (3), pp. 309-327.

Weisner S.E.B., Strand J.A. and Sandsten H. (1997). Mechanisms regulating abundance of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes, *Oecologia,* 109 (4), pp. 592-599.

Wirl F. (2004). Thresholds in concave renewable resource models, *Ecological Economics*, 48 (2), pp. 259-267.

Wirl F. (1999). Complex, dynamic environmental policies, *Resource and Energy Economics*, 21 (1), pp. 19-41.

Wu J. (2004). Using sciences to improve the economic efficiency of conservation policies, *Agricultural and Resource Economics Review*, 33 (1), pp. 18-23.

Wu J., Babcock B.A. (1996). Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture, *American Journal of Agricultural Economics,* 78, pp. 935-945.