



Lignes directrices pour des mesures agroenvironnementales efficaces

Lignes directrices pour des mesures agroenvironnementales efficaces

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, le Chili, la Corée, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.

ISBN 978-92-64-08685-2 (imprimé)

ISBN 978-92-64-08699-9(PDF)

Publié en anglais : *Guidelines for Cost-effective Agri-environmental Policy Measures*

Les corrigenda des publications de l'OCDE sont disponibles sur : www.oecd.org/editions/corrigenda.

© OCDE 2010

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à rights@oecd.org. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) info@copyright.com ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) contact@cfcopies.com.

Avant-propos

Jussi Lankoski et Andrea Cattaneo sont les principaux auteurs de cette étude, préparée pour le Groupe de travail mixte sur l'agriculture et l'environnement. L'étude se fonde sur des documents de référence préparés par des consultants : Professeur James Shortle (Université d'État de Pennsylvanie, États-Unis) et Professeur Richard Horan (Université d'État du Michigan, États-Unis), qui ont élaboré un document d'information sur la conception des politiques concernant les normes environnementales, les écotaxes et les permis négociables, et Dr Simon Mortimer et Dr John Finn, qui ont préparé un document d'information sur l'indice d'empreinte agroenvironnementale comme méthode d'évaluation des politiques agroenvironnementales. L'objectif de ce rapport est de fournir aux responsables de l'élaboration des politiques un ensemble d'outils pour la conception et la mise en œuvre de mesures d'un bon rapport coût-efficacité pour traiter les questions environnementales dans le secteur agricole.

Wilfrid Legg a assuré la supervision générale de l'étude.

Françoise Bénicourt et Theresa Poincet ont préparé l'étude en vue de sa publication.

Table des matières

Résumé	7
Chapitre 1. Introduction	11
Chapitre 2. Objectifs des instruments agroenvironnementaux et critères d'évaluation des politiques	15
Instruments agroenvironnementaux	15
Critères d'évaluation des instruments agroenvironnementaux : systèmes de mesure des performances des politiques.....	18
Cadre de choix des instruments en fonction des avantages nets publics et privés	23
Systèmes de mesure des performances et incertitude.....	25
Le rôle des droits de propriété, des cibles environnementales et des niveaux de référence environnementaux dans le choix des mesures.....	27
Chapitre 3. Tour d'horizon des paramètres de conception des politiques	31
Qui est la cible ?	31
Que cible-t-on ?	33
Quelles incitations ?	37
Chapitre 4. Adaptation de normes environnementales, d'écotaxes et de permis négociables	41
Normes environnementales	41
Écotaxes	47
Permis négociables.....	50
Chapitre 5. Questions intéressant la conception de programmes de paiements agroenvironnementaux	59
Asymétries de l'information et paiements agroenvironnementaux	60
Mécanismes d'enchères.....	63
Paramètres généraux de conception et de mise en œuvre des politiques	67
Chapitre 6. Panoplies de mesures agroenvironnementales : tour d'horizon des paramètres de conception	73
Panoplies d'instruments visant la pollution diffuse d'origine agricole	73
Écoconditionnalité.....	76

Chapitre 7. Politiques agroenvironnementales des pays de l'OCDE	81
Chapitre 8. Évaluation <i>ex ante</i> et <i>ex post</i> des politiques agroenvironnementales ...	85
Autres méthodes d'évaluation.....	85
Évaluation <i>ex ante</i> et <i>ex post</i>	89
L'indice d'empreinte agroenvironnementale – mesure des performances environnementales pour l'évaluation des politiques agroenvironnementales	91
Chapitre 9. Résumé et bonnes pratiques sur le plan de l'action	95
Résumé.....	95
Bonnes pratiques en vue de la conception et de la mise en œuvre de politiques agroenvironnementales d'un bon rapport coût-efficacité	109
Annexe A. Bases d'appréciation de la conformité pour les différents instruments de politique agroenvironnementale.....	115
Annexe B. La conditionnalité dans l'Union européenne	117
Annexe C. Normes ou taxes	119
Bibliographie	122

Tableaux

Tableau 7.1. Mesures prises face aux problèmes environnementaux en agriculture dans les pays de l'OCDE	82
Tableau 8.1. Étapes prévues par la méthodologie de l'indice d'empreinte agroenvironnementale	93

Graphiques

Graphique 2.1. Production agricole et externalités environnementales de l'agriculture	17
Graphique 2.2. Mécanismes d'une politique efficiente à partir d'un ensemble simple de règles.....	24
Graphique 2.3. Cibles environnementales et niveaux de référence environnementaux	29

Encadrés

Encadré 6.1. Liste récapitulative de critères pour peser les avantages ou les inconvénients de l'écoconditionnalité	78
--	----

Résumé

Les Lignes directrices visent à aider les responsables des politiques avec des outils supplémentaires pour concevoir et mettre en œuvre des politiques agroenvironnementales d'un bon rapport coût-efficacité. Elles s'appuient sur les normes environnementales, les écotaxes, les paiements agroenvironnementaux et les permis négociables pour aborder les préoccupations agroenvironnementales (externalités). L'objectif n'est pas de promouvoir un instrument ou une combinaison d'instruments spécifiques dans un quelconque pays de l'OCDE, mais de mieux comprendre comment utiliser différents types d'instruments, dans quel contexte, et quels sont les aspects essentiels de la conception et de la mise en œuvre qui doivent être pris en compte pour qu'un instrument donné réussisse.

L'étude porte sur la conception et la mise en œuvre de normes environnementales, d'écotaxes, de paiements agroenvironnementaux et de systèmes de permis négociables pour traiter des problèmes agroenvironnementaux. Elle aborde deux aspects : le choix entre les différents instruments d'action (par exemple, dans quelles conditions une écotaxe est-elle préférable à une norme, ou quand vaut-il mieux recourir à des permis négociables qu'à une écotaxe ?) et la conception de chacun d'eux.

Les travaux d'analyse des politiques permettent de tirer un certain nombre d'enseignements importants pour le choix et la conception des instruments. D'une manière générale, les mesures les plus efficaces par rapport à leur coût sont 1) celles qui sont conçues pour produire des résultats environnementaux spécifiques ; 2) celles qui ciblent les producteurs les mieux à même de traiter les problèmes d'environnement au moindre coût ; 3) celles qui laissent aux agriculteurs une marge de manœuvre pour choisir les moyens d'atteindre les objectifs. Toutefois, étant donné la complexité des liens entre les politiques et la performance environnementale, la diversité des situations d'un pays à l'autre et à l'intérieur d'un même pays en ce qui concerne les coûts de mise en conformité et la situation environnementale auxquels font face les exploitants agricoles, les coûts de transaction des mesures ciblées de façon différenciée, et les considérations

d'équité, il est souvent difficile en pratique de mettre en œuvre des mesures de politique qui remplissent complètement ces conditions.

Il se dégage de l'analyse des mesures disponibles pour traiter les préoccupations agroenvironnementales les trois conclusions fondamentales suivantes :

1. S'agissant des normes, des taxes et des permis, des normes, des problèmes d'information soulevés par leur application et des caractéristiques de conception qui influencent leur efficacité, il n'existe pas un type d'instrument ou une conception qui puisse laisser espérer aux pouvoirs publics atteindre leurs objectifs agroenvironnementaux, et ce d'une façon efficace par rapport à son coût quelles que soient les conditions. Cela tient au fait que les répercussions physiques de l'agriculture sur les systèmes environnementaux sont complexes, que des incertitudes entourent certaines relations essentielles entre économie et environnement qui ont une influence sur les résultats environnementaux et économiques, et que les ressources et les capacités des organismes chargés de l'environnement sont limitées. En outre, la situation est encore compliquée par des considérations politiques et par d'autres touchant à l'équité.
2. S'agissant des programmes de paiements agroenvironnementaux, en particulier des paiements fixes au titre des pratiques, des paiements/contrats différenciés et des enchères environnementales, on pourrait améliorer l'efficacité des programmes de paiements agroenvironnementaux par rapport à leur coût en utilisant des filtres de participation aux programmes fondés sur les résultats – cela pourrait se faire au moyen d'indicateurs comme un indice de bénéfice environnemental, partout où la disponibilité des données le permet. Cependant, les gains obtenus sur le plan de l'efficacité par rapport aux coûts grâce à des mesures fondées sur les résultats doivent être mis en balance avec l'accroissement probable des coûts de transaction liés aux mesures.
3. Dans le cas des combinaisons d'instruments, pour être efficace, la panoplie des instruments choisis devrait dans la mesure du possible comporter des instruments qui se complètent et ne sont pas incompatibles. Sachant qu'aucun instrument isolé n'est susceptible d'être clairement préférable à tous les autres dans toutes les conditions, la stratégie optimale peut consister à utiliser une panoplie d'instruments. Le recours à des ensembles d'instruments relatifs à la pollution diffuse d'origine agricole et l'établissement d'un lien entre les paiements de soutien au revenu et la performance

environnementale (lorsque les mesures fondées sur les pratiques ne sont pas envisageables) sont des méthodes qui ont été adoptées dans plusieurs pays de l'OCDE par le biais de l'écoconditionnalité.

Chapitre 1

Introduction

Les normes environnementales, les écotaxes, les paiements agroenvironnementaux et les systèmes de permis négociables représentent des outils importants dans la panoplie des moyens d'action dont disposent les décideurs pour traiter les problèmes agroenvironnementaux. Leur application varie selon les pays, et les outils eux-mêmes ont évolué au fil du temps, car on a appris progressivement à connaître les avantages des diverses approches dans le traitement des différents problèmes, et les problèmes ont changé. Avec le temps, la palette des problèmes agroenvironnementaux s'est élargie, et il a été admis que l'agriculture contribuait également à fournir des services environnementaux. En conséquence, l'éventail des moyens d'action appliqués dans ce domaine a également été élargi, avec plus ou moins de réussite.

Cette étude porte sur la conception et la mise en œuvre de normes environnementales, d'écotaxes, de paiements agroenvironnementaux et de systèmes de permis négociables pour traiter des problèmes agroenvironnementaux. Il ne s'agit pas d'une liste complète ou exhaustive des instruments à la disposition des responsables des politiques. Dans beaucoup de pays de l'OCDE, les pouvoirs publics aident les agriculteurs en finançant l'enseignement ainsi que la recherche et le développement, et en fournissant une assistance technique et des services de vulgarisation au niveau des exploitations pour encourager l'adoption volontaire de pratiques et de techniques agricoles respectueuses de l'environnement.

Par exemple, des programmes de formation peuvent inciter les agriculteurs à prendre des mesures favorables à l'environnement conduisant à des améliorations des l'environnement lorsque : (i) les mesures favorables à l'environnement permettent aussi d'accroître la rentabilité, (ii) les agriculteurs sont fortement incités à l'altruisme ou à la conservation, et (iii) les dommages causés à l'environnement font aussi peser sur l'exploitation des coûts élevés (Ribaud *et al.*, 1999). En fait, certains programmes de formation sur le travail du sol favorable à la conservation, la gestion des nutriments, la lutte intégrée contre les ravageurs et la gestion de

l'eau d'irrigation ont abouti à des solutions avantageuses pour tous qui ont conduit à une amélioration de la rentabilité et des performances environnementales par rapport aux pratiques traditionnelles (Horan *et al.*, 2001). Cependant, les solutions doublement gagnantes et les incitations à la conservation risquent de ne pas répondre à toute la demande de qualité environnementale de l'agriculture (c'est-à-dire lorsqu'il reste des externalités environnementales), de sorte qu'il faut des interventions plus directes, qui font l'objet de cette étude.

L'étude aborde essentiellement deux aspects : le choix entre les différents instruments d'action (par exemple, dans quelles conditions une écotaxe donne-t-elle de meilleurs résultats qu'une norme, ou des permis négociables qu'une écotaxe ?) et la conception de chacun d'eux. La théorie économique le démontre, et l'analyse des simulations et les évaluations *ex post* des instruments de la politique de l'environnement le confirment, les modalités de mise en œuvre peuvent avoir une influence importante sur les résultats tant environnementaux qu'économiques. Cela vaut tout particulièrement dans le contexte des problèmes agroenvironnementaux, en raison de leurs caractéristiques très particulières. Par exemple, la réussite des marchés mis en place dans le cadre des dispositifs nationaux de plafonnement et d'échange pour lutter contre la pollution de l'air a conduit à s'intéresser à la possibilité d'employer des marchés analogues pour combattre la pollution de l'eau par les sources ponctuelles et les sources diffuses, agricoles et autres. Cependant, plusieurs raisons font que le modèle général de plafonnement et d'échange n'est pas crédible dans le cas des sources agricoles diffuses : il est difficile de mesurer les rejets au niveau des exploitations, ces rejets fluctuent de façon aléatoire en fonction de facteurs liés à la météorologie, et les modalités de transfert de ces pollutions vers les masses d'eau sont très variables selon les endroits. Il faut donc des marchés plus complexes que dans le cas de la pollution de l'air, et c'est pourquoi les questions touchant à la conception revêtent une importance capitale.

L'étude répond à plusieurs objectifs. Il s'agit en premier lieu de dresser une liste des types de normes, taxes, paiements et mécanismes d'échange, en second lieu de fournir des informations pour éclairer les choix parmi ces instruments, et en troisième lieu d'apporter des informations pour orienter la conception de chaque type d'instruments.

L'étude s'appuie sur un vaste ensemble de travaux déjà réalisés par l'OCDE, dont les actes du Séminaire d'Helsinki sur les *Avantages écologiques de l'agriculture* (OCDE, 1997), qui définit le concept de « niveau de référence » ; ceux de l'Atelier sur l'*évaluation des politiques agroenvironnementales* (OCDE, 2005b) ; les rapports intitulés *Analyse des*

liens entre les politiques agricoles et leurs effets sur l'environnement dans le cadre du SAPIM (OCDE, 2010c) ; *Déficits d'information dans la conception, la mise en œuvre et le suivi des politiques agricoles* (OCDE, 2007a) ; *Les coûts de mise en œuvre des politiques agricoles* (OCDE, 2007b) ; *Ciblage efficace des politiques agricoles* (OCDE, 2007c) et *Le financement des politiques agricoles dans l'optique de la fourniture de biens d'intérêt public et de la multifonctionnalité : Quel niveau d'administration ?* (OCDE, 2005c). Bien que couvrant un domaine plus large, ils constituent une documentation de référence importante pour cette étude. Le *Rapport de synthèse sur la conception et la mise en œuvre des politiques agricoles* (OCDE, 2008a) offre également un cadre contextuel utile, tout comme les deux rapports de synthèse sur les travaux du GTMAE (OCDE, 1998 ; 2001). Enfin, les études de l'OCDE relatives aux *Politiques de l'environnement : Quelles combinaisons d'instruments ?* (OCDE, 2007d) et au *Cadre d'action de l'OCDE pour des politiques de l'environnement efficaces et efficaces* (OCDE, 2008b) présentent également un intérêt particulier.

Par définition, des informations utiles pour orienter le choix des instruments et les décisions de conception ne peuvent être obtenues qu'en présence d'objectifs d'action clairement définis. Ainsi, cette étude commence par un rapide tour d'horizon des fonctions des instruments agroenvironnementaux et des critères d'évaluation des politiques (chapitre 2). Le chapitre 3 propose un tour d'horizon des principaux paramètres de conception des politiques. Suit une analyse plus détaillée des mécanismes et instruments agroenvironnementaux. Dans les chapitres 4 à 6, les différents types de normes environnementales, de taxes, de systèmes de permis négociables et de paiements agroenvironnementaux, ainsi que leurs différentes associations, sont présentés et analysés en corrélation avec les paramètres de conception. Le chapitre 7 dresse un panorama rapide des politiques agroenvironnementales des pays de l'OCDE. Le chapitre 8 évoque ensuite les analyses et évaluations *ex ante* et *ex post* structurées pour déterminer les performances de différents types de mesures possibles. En conclusion, l'étude présente au chapitre 9 un résumé complet et des principes de bonnes pratiques pour la conception et la mise en œuvre de politiques agroenvironnementales d'un bon rapport coût-efficacité.

Chapitre 2

Objectifs des instruments agroenvironnementaux et critères d'évaluation des politiques

Instruments agroenvironnementaux

Les instruments agroenvironnementaux ont essentiellement pour objet la réalisation d'objectifs environnementaux fixés par les pouvoirs publics, qui autrement ne pourraient être atteints compte tenu de l'absence de marchés ou des dysfonctionnements qu'ils présentent. Pour atteindre ces objectifs, il faut soit maîtriser des contraintes exercées sur l'environnement, telles que des émissions polluantes, soit inciter les exploitants agricoles à entreprendre des activités bénéfiques pour l'environnement qui augmentent le flux de services écologiques, par exemple une gestion des pratiques et des terres agricoles qui améliore l'habitat d'espèces sauvages. Dans les deux cas, l'obtention du résultat voulu nécessite de faire évoluer les décisions des producteurs afin qu'elles soient compatibles avec la réalisation des objectifs agroenvironnementaux.

Le rôle joué par les décisions des producteurs est illustré par une simple représentation des externalités d'origine agricole (graphique 2.1). Pour produire, les exploitations utilisent des intrants dont certains sont des biens privés échangés sur des marchés (intrants marchands comme le travail, les carburants, les machines), et d'autres sont des biens publics qui ne font pas l'objet de tels échanges (intrants non marchands comme le climat et la qualité de l'air)¹. Leur production finale est vendue sur des marchés, mais les deux types d'intrants ne sont pas entièrement transformés en biens marchands. Le carburant consommé pour cultiver la terre génère aussi des émissions atmosphériques. Les animaux d'élevage produisent des odeurs, des gaz à effet de serre et des déchets solides et liquides qui, selon la façon dont ils sont traités, peuvent avoir des répercussions défavorables ou favorables sur la qualité de l'air, de l'eau et des sols. Par ailleurs, les exploitations produisent une série d'effets favorables sur l'environnement qui échappent au marché. C'est le cas lorsque les terres sont gérées de façon à fournir des habitats à des espèces sauvages, des services de lutte contre les

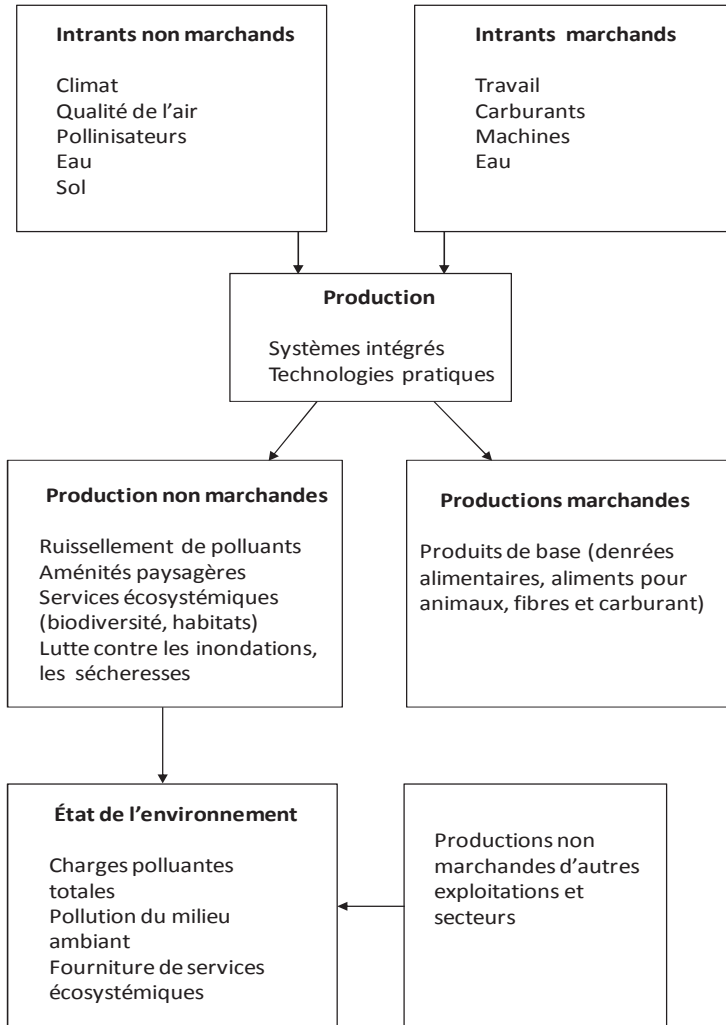
inondations et des aménités paysagères (paysages pittoresques, par exemple). Chaque décision prise par un exploitant peut contribuer à plusieurs externalités à la fois. Ainsi, certaines pratiques de travail du sol peuvent tout à la fois libérer le carbone contenu dans les sols et accentuer l'érosion des sédiments et le ruissellement des éléments nutritifs. Le surpâturage le long (des rives) des cours d'eau peut amplifier l'érosion des berges, favoriser la sédimentation, provoquer des rejets d'éléments nutritifs dans les rivières et réduire la protection contre les inondations. Enfin, la somme des exploitations individuelles contribue à déterminer l'état général de l'environnement. Ainsi, les éléments nutritifs d'une exploitation qui sont emportés par les eaux de ruissellement peuvent modifier au passage le cycle des nutriments sur d'autres parcelles et se combiner à ceux d'autres exploitations et d'autres sources avant de parvenir dans les eaux réceptrices. Des processus analogues se produisent lorsque les éléments nutritifs traversent des ressources en eau, et l'effet combiné est alors souvent supérieur à la somme des effets individuels. En outre, l'apparence globale du paysage découle de la juxtaposition des différentes exploitations (c'est ce que l'on pourrait appeler la « collectivité spatiale »).

Si plusieurs facteurs entrent en jeu lorsque les agriculteurs choisissent ce qu'ils vont produire et comment, il apparaît que les incitations économiques contribuent largement à déterminer leurs comportements individuels et collectifs. La production agricole est en effet très prompte à s'adapter aux marchés des produits et des intrants agricoles (Shortle *et al.*, 1998) dans les limites de conditions naturelles données, dans la mesure où les exploitants profitent de l'augmentation de la valeur des productions marchandes par rapport à celle des intrants marchands. La théorie des externalités explique pourquoi l'« absence de marchés » des biens environnementaux aboutit à des activités individuelles et collectives qui soit sont préjudiciables à l'environnement, soit n'assurent pas la production de services écosystémiques en quantité optimale (Hanley *et al.*, 2007). Le graphique 2.1 montre que le marché envoie aux agriculteurs des incitations qui sont liées au revenu tiré de la production marchande et au coût des intrants marchands, mais qu'il y a un manque d'incitations marchandes en faveur de la gestion de la production non marchande. (On peut aussi soutenir qu'une perte de qualité d'un grand nombre de produits non marchands influe sur les conditions de production des biens marchands (produits) de façon si importante que l'exploitant agricole entreprend unilatéralement une action correctrice, comme dans le cas de la dégradation des sols.)

Les politiques agroenvironnementales ont donc pour objectif essentiel de corriger le manque d'incitations qui résulte de l'absence de marchés et qui se traduit par une production non optimale de services de protection (ou d'amélioration) de l'environnement. Il est nécessaire pour cela de choisir

des moyens d'action et de prendre des décisions de conception des politiques qui débouchent sur un instrument ou une combinaison d'instruments suscitant des comportements individuels ou collectifs compatibles avec la réalisation d'objectifs environnementaux allant au-delà de l'action corrective induite par un déclin de la production marchande.

Graphique 2.1. Production agricole et externalités environnementales de l'agriculture



Critères d'évaluation des instruments agroenvironnementaux : systèmes de mesure des performances des politiques

Pour éclairer le choix des moyens d'action et les décisions de conception *ex ante* et pour évaluer l'efficacité des instruments *ex post*, et donc pour une réflexion systématique sur la conception et le choix des instruments, il faut pouvoir mesurer les résultats environnementaux et économiques au moyen de systèmes de mesure des performances. Les objectifs d'environnement doivent être définis (puis atteints) dans un souci d'efficacité économique, de sorte que : (i) les coûts marginaux de leur réalisation ne doivent pas être disproportionnés par rapport aux bénéfices marginaux de leur réalisation ; et (ii) quel que soit le résultat environnemental visé, il doit être produit au moindre coût (OCDE, 2008b). Lorsqu'il n'est pas possible d'obtenir des indicateurs de performances ou lorsque ces indicateurs résultent d'autres facteurs extérieurs à l'influence du producteur, il conviendrait d'avoir recours à des pratiques qui ont fait leurs preuves.

Efficacité environnementale

Le premier critère à l'aune duquel un instrument doit être évalué est sa capacité d'atteindre les objectifs d'environnement fixés pour les pratiques. Ce critère d'*efficacité environnementale* peut paraître évident, mais il ne va pas toujours de soi dans la pratique. On pourrait citer de nombreux exemples d'instruments réglementaires et autres instruments de politique environnementale dont il est apparu (ou dont on pouvait démontrer avant la mise en œuvre) qu'ils étaient peu efficaces pour atteindre l'objectif environnemental visé. Pour éviter cet écueil, il faut commencer par énoncer explicitement les objectifs d'environnement qu'il s'agit d'atteindre et sélectionner des indicateurs environnementaux mesurables ou des pratiques environnementales dont on a démontré empiriquement qu'elles conduisaient aux résultats environnementaux souhaités. Cependant, les résultats dépendent de nombreux autres facteurs extérieurs qui sont indépendants de l'influence de l'exploitant agricole.

Le modèle pressions-état est largement utilisé pour définir des indicateurs des performances environnementales (OCDE, 2003). Les indicateurs de *pressions* environnementales mesurent des activités qui suscitent des modifications environnementales. Ils peuvent correspondre à la cause directe de ces modifications, comme la quantité d'éléments nutritifs des exploitations parvenant dans les masses d'eau par ruissellement. Dans le graphique 2.1 ci-dessus, ces indicateurs mesureraient les productions non marchandes. Les indicateurs de pressions peuvent aussi mesurer des

variables en amont qui déterminent l'intensité de la cause directe. Pour reprendre l'exemple du ruissellement des éléments nutritifs, ces variables seraient l'épandage d'engrais et de fumier sur les champs, les pratiques de travail du sol qui influencent ce ruissellement et les mesures de conservation comme les bandes tampons dont les caractéristiques botaniques sont indispensables pour la quantité de ruissellement d'éléments nutritifs qui est absorbée. Dans le graphique 2.1, les indicateurs correspondants porteraient sur les intrants marchands et sur les technologies et pratiques. Pour leur part, les indicateurs *d'état* de l'environnement mesurent la situation des systèmes écologiques qui subissent les pressions. Ils mesurent, par exemple, la concentration de polluants dans les milieux de l'environnement, la santé des écosystèmes ou l'aptitude des ressources à se prêter aux usages souhaités, comme la pêche ou la baignade. Dans le graphique 2.1, ils correspondraient à l'état de l'environnement.

Les objectifs d'environnement sont d'ordinaire exprimés par référence à des indicateurs d'état. Par exemple, les objectifs de qualité de l'eau peuvent être exprimés par référence à l'aptitude des ressources en eau à se prêter à des usages spécifiés. En revanche, les indicateurs utilisés pour la gestion sont généralement des indicateurs de pressions, car ce sont elles qui déterminent les modifications anthropiques de l'environnement. En somme, les objectifs d'environnement sont l'expression de fins, tandis que les indicateurs de gestion sont l'expression de moyens.

Efficacité par rapport au coût

Le deuxième critère à prendre en considération pour choisir un instrument et décider de sa conception est le coût induit par la réalisation de l'objectif environnemental correspondant de la collectivité. L'infléchissement des pratiques agricoles qui est nécessaire pour atteindre les objectifs d'environnement a généralement pour conséquence une baisse du revenu agricole (coût encouru et perte de revenu), sauf si les exploitants sont rétribués pour leurs efforts. La raison en est très simple. En effet, si le passage à des pratiques agricoles favorables à l'environnement était intrinsèquement profitable, les agriculteurs soucieux de l'environnement, de leur revenu ou des deux n'hésiteraient pas à adopter ces pratiques agricoles favorables à l'environnement, même s'il est possible que les résultats en matière d'environnement ne soient pas évidents à court terme. Des mesures agroenvironnementales ne seraient alors pas vraiment nécessaires. Aussi, l'hypothèse, généralement corroborée par les études empiriques, est que les comportements favorables à l'environnement ont un coût économique élevé (Ribaud et Horan, 1999 ; Ribaud *et al.*, 1999)². Cependant, il peut arriver que le manque d'information et de connaissances compromette l'adoption de pratiques avantageuses pour tous, comme la culture sans travail du sol

(qui risque de ne pas toujours entraîner de situation avantageuse) et la lutte intégrée contre les ravageurs. En plus de ceux supportés par les exploitants agricoles, des coûts peuvent être imposés ou des bénéfices apportés aux agrofournisseurs et aux consommateurs. Ces conséquences économiques entrent en jeu si les changements de pratiques agricoles nécessaires pour atteindre les objectifs d'environnement affectent la demande d'intrants (et donc les agrofournisseurs) ou bien l'offre ou la qualité des produits agricoles (et donc les consommateurs).

De ces considérations économiques découle le deuxième critère de choix et de conception des instruments, qui est clairement économique : la réduction au minimum du coût de réalisation de l'objectif d'environnement, avant toute éventuelle rémunération au titre des manques à gagner. Ce critère est généralement mesuré par le *rapport coût-efficacité* (ou *l'efficacité par rapport au coût*) d'un instrument ou d'une panoplie d'instruments. Un instrument efficace par rapport à son coût permet d'atteindre l'objectif d'environnement en réduisant au minimum les coûts de mise en conformité, maximisant ainsi le rapport coût-efficacité.

L'efficacité par rapport au coût peut être définie dans le contexte de l'atténuation des pressions environnementales ou de l'amélioration de l'état de l'environnement. En l'occurrence, au niveau des exploitations, elle se rapporte à l'obtention au moindre coût de résultats qui sont généralement mesurés à l'aune d'indicateurs particuliers de pressions environnementales. L'efficacité par rapport au coût peut aussi se rapporter à l'obtention au moindre coût de résultats au niveau (physique) des paysages (ou au niveau des bassins versants ou des bassins atmosphériques). Elle a trait à la répartition des efforts de gestion de l'environnement entre les différentes exploitations d'une région. Il n'y a pas d'efficacité par rapport au coût au niveau des paysages s'il n'y en a pas au niveau des exploitations, car un résultat ne peut être obtenu de façon efficace par rapport au coût au niveau des paysages que s'il est produit de cette façon au niveau des exploitations. Toutefois, il s'agit d'une condition nécessaire mais pas suffisante : en effet, efficacité par rapport au coût au niveau des exploitations ne signifie pas automatiquement efficacité par rapport au coût au niveau des paysages. Il y a deux raisons à cela. La première tient au fait que les différentes exploitations n'ont pas toutes la même influence sur le résultat environnemental au niveau des paysages : certaines ont un impact important, d'autres un impact faible ou nul. Une action qui met autant à contribution les secondes que les premières, même si elle donne lieu à des efforts efficaces par rapport à leur coût au niveau des exploitations, impose manifestement des coûts évitables et ne se solde donc pas par une répartition d'un bon rapport coût-efficacité. La deuxième raison tient au fait que le coût d'obtention de résultats environnementaux varie selon les exploitations³.

Une action qui met autant à contribution les exploitants pour qui la production de services environnementaux est peu coûteuse que ceux à qui elle coûte cher peut elle aussi imposer des coûts évitables pour obtenir les résultats voulus à l'échelle des paysages, même si les coûts au niveau des exploitations sont réduits au minimum.

Vu la variation des coûts et des impacts dans l'espace, la réalisation efficace par rapport à son coût d'objectifs environnementaux au niveau des paysages suppose généralement des efforts différenciés selon les exploitations (voir, par exemple, Braden *et al.*, 1989 ; Fleming et Adams, 1997). Par exemple, si les pouvoirs publics cherchent à obtenir une baisse de 40 % de la charge en éléments nutritifs d'origine agricole dans un cours d'eau, exiger de toutes les exploitations une contribution de 40 % ne répond assurément pas au critère de répartition efficace par rapport à son coût, compte tenu des différences d'impact et de coût de réduction de la pollution dans les exploitations concernées.

Coûts administratifs

Le troisième critère a trait aux coûts publics et aux capacités de l'administration (coûts de transaction liés aux politiques). Tous les instruments ne sollicitent pas de la même façon les capacités de gestion des organismes publics et ne font pas supporter au secteur public les mêmes coûts (Batie, 2005 ; Krutilla, 1999 ; OCDE, 2007b). Ainsi, il peut arriver que l'instrument optimal impose des coûts et des impératifs de conception, de mise en œuvre, de surveillance et de contrôle de l'application qui, faute de capacités ou de ressources suffisantes, sont hors de portée des organismes de protection de l'environnement. Il convient alors d'apporter des modifications à cet optimum de premier rang pour obtenir des instruments qui soient réalisables. Par exemple, face au risque environnemental posé par l'utilisation d'un pesticide très toxique, l'optimum de premier rang peut consister à imposer au travers de normes un certain nombre de conditions strictes : quantités appliquées, calendrier d'application, météorologie, éloignement par rapport aux ressources vulnérables, etc. Cependant, comme il serait coûteux de surveiller l'utilisation effective de ce pesticide, la meilleure solution de remplacement peut (selon les capacités des autorités de régulation) consister à interdire purement et simplement cette utilisation. On obtient alors un instrument qui ne constitue pas l'optimum de premier rang, car il ne réduit pas au minimum les coûts de mise en conformité, mais qui sera le plus performant dans les circonstances données, et sera par conséquent un *optimum de second rang*.

Le repli sur un optimum de second rang peut aussi être dicté par des contraintes politiques. En effet, l'optimum de premier rang répartit les

ressources publiques en fonction de critères d'efficacité par rapport au coût, mais les contraintes politiques peuvent entraîner une modification de cette répartition en fonction de critères politiques ou sociaux (d'équité). Le ciblage des mesures en fonction de critères politiques nuit à leur rapport coût-efficacité s'il aboutit à une allocation des ressources différente mais sous-optimale, et il peut limiter les résultats environnementaux souhaités lorsque les dépenses publiques sont essentielles mais qu'il existe des limites budgétaires.

Coûts et avantages secondaires

Le quatrième critère d'évaluation des instruments concerne les coûts et avantages secondaires (supplémentaires). En l'occurrence, les effets secondaires d'un instrument peuvent être d'ordre environnemental, économique ou liés à d'autres objectifs (tels que la sécurité alimentaire). Pour illustrer les premiers, on peut prendre le cas d'un instrument destiné à réduire la charge en éléments nutritifs, qui aura pour effet d'améliorer la qualité de l'eau, mais aussi d'améliorer l'habitat des espèces sauvages si les techniques employées comprennent l'aménagement de bandes tampons ou la création de zones humides. De même, la fixation du carbone dans les sols agricoles peut aussi avoir des retombées bénéfiques sur la qualité de l'eau et la biodiversité. Les avantages secondaires peuvent également être d'ordre économique. Ainsi, une écotaxe procure le cas échéant des recettes qui peuvent être utilisées pour améliorer le bien-être collectif dans un autre domaine⁴. En revanche, une norme d'environnement qui permet d'obtenir le même résultat environnemental ne produit pas de telles recettes et n'apporte donc pas ces avantages économiques secondaires, mais les coûts de transaction encourus peuvent être plus faibles. Toutefois, il est possible que l'adoption d'instruments plus ciblés entraîne la perte de certains avantages secondaires, également appelés coûts de « dissociation » (OCDE, 2007b).

Les effets environnementaux qui ont un caractère secondaire dans le cadre d'un objectif donné de la politique (lutte contre la pollution de l'eau, par exemple) peuvent être l'enjeu central d'un autre objectif (conservation ou amélioration des habitats naturels, par exemple). Il importe alors de coordonner les mesures prises à l'appui de ces différents objectifs, en particulier si la poursuite de l'un d'entre eux peut entrer en conflit avec celle d'un autre. Cet aspect revêt une grande importance dans le contexte agroenvironnemental, dans la mesure où l'agriculture a un large éventail d'effets environnementaux qui peuvent relever du domaine de compétence de plusieurs organismes de réglementation. Par exemple, dans certains pays, la politique en matière de qualité de l'eau est du ressort d'agences de l'eau infranationales, les questions liées aux habitats sont du ressort des autorités infranationales chargées de la nature et des autorités locales compétentes en

matière d'occupation des sols, et les questions de protection des sols sont du ressort des ministères nationaux ou régionaux de l'agriculture. Le risque est alors que chacun de ces organes définisse ses propres objectifs d'environnement et élabore des instruments pour les atteindre sans s'occuper de ce que font les autres. D'où l'importance d'une coordination des politiques pour prendre en charge simultanément plusieurs objectifs, afin de mettre à profit les possibilités de synergies et d'améliorer l'efficacité globale. À l'inverse, des mesures non coordonnées sont moins efficaces, car elles ne permettent pas forcément de réaliser les objectifs au moindre coût (Weinberg et Kling, 1996), et elles peuvent en outre avoir des conséquences environnementales et économiques indésirables.

Équité

Un dernier critère qui joue un rôle important dans l'évaluation des instruments est l'équité de la répartition des avantages et des coûts économiques entre les différents groupes et au sein de ces groupes (producteurs, consommateurs et contribuables). Il peut arriver que plusieurs types d'instruments permettent de produire un même résultat de façon efficace par rapport au coût, mais que chacun ait un impact différent sur la répartition des richesses et soit donc différent des autres sur le plan de l'équité. Ainsi, les responsables de l'élaboration des politiques devront considérer les arbitrages entre l'équité, l'efficacité et d'autres critères, lorsqu'ils feront un choix entre les instruments de politique.

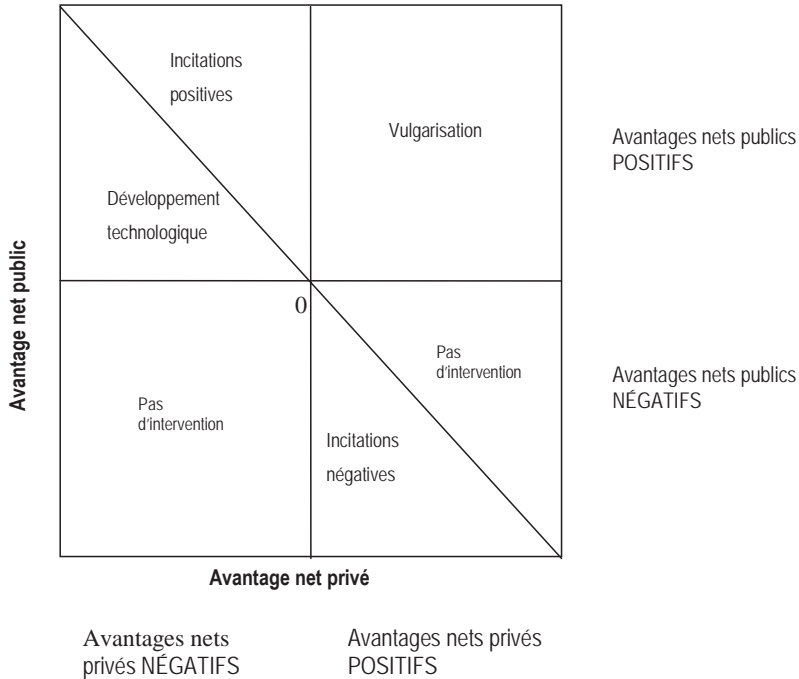
Cadre de choix des instruments en fonction des avantages nets publics et privés

Pannell (2008) a analysé le choix des instruments utilisés par les pouvoirs publics pour encourager des changements bénéfiques d'affectation des terres. D'après son analyse, le choix des instruments devraient dépendre des niveaux relatifs d'avantages nets privés (ou internes) et publics (ou externes) obtenus (graphique 2.2).

Les *avantages nets privés* se définissent comme les avantages diminués des coûts revenant à l'exploitant privé et résultant des modifications proposées en matière de gestion des terres, alors que les *avantages nets publics* correspondent aux avantages diminués des coûts revenant à tous hormis l'exploitant. Ainsi définie, la dimension de l'avantage net privé apporte un éclairage sur le comportement du propriétaire foncier, tandis que la dimension de l'avantage net public se rapporte aux effets sur toute la société découlant du comportement de ce propriétaire. Ces derniers effets, communément désignés sous le terme d'« externalités », servent de

justification aux pouvoirs publics qui interviennent pour tenter d'influencer le comportement des agents économiques. Les projets associés à des avantages nets *publics* positifs apparaissent dans la partie supérieure du graphique, tandis que les projets qui présentent des avantages nets *privés* positifs apparaissent dans la partie droite du graphique.

Graphique 2.2. Mécanismes d'une politique efficace à partir d'un ensemble simple de règles



Source : Pannell, 2006.

L'analyse de Pannell (graphique 2.2) montre pour l'essentiel quel mécanisme doit choisir le responsable des politiques, le cas échéant, pour optimiser les avantages nets de l'intervention :

- *Incidations négatives* : avantages nets publics très positifs et avantages nets privés proches de zéro.
- *Incidations négatives* : avantages nets publics négatifs compensant largement les avantages nets privés légèrement positifs.

- *Fourniture de services de vulgarisation aux agriculteurs* : avantages nets publics très positifs et avantages nets privés légèrement positifs.
- *Développement technologique* : avantages nets privés négatifs compensant ou égalant les avantages nets publics.
- *Pas d'intervention* : avec des avantages nets privés compensant les avantages nets publics négatifs, ou des avantages nets publics et des avantages nets privés négatifs tous les deux, et par conséquent, le changement d'affectation des terres devrait être accepté dans les deux cas.

Il faut noter que les zones correspondant aux incitations positives, aux incitations négatives et à la vulgarisation agricole ne sont que des sous-ensembles du total. Selon Pannell (2008), ce cadre semble indiquer que le choix de mesures d'un bon rapport coût-efficacité est plus sensible aux avantages nets privés qu'aux avantages nets publics. En outre, les mesures comme les incitations positives et négatives ou la vulgarisation sont plus susceptibles de présenter des rendements élevés si les avantages nets privés sont proches de zéro. En effet, il suffit d'une incitation positive (négative) de faible envergure pour favoriser (empêcher) un changement d'affectation des terres.

Comment les responsables des politiques peuvent-ils estimer les avantages nets publics et privés ? Pannell (2008) pense que, pour ce qui concerne les avantages nets publics, il ne devrait pas falloir beaucoup d'efforts supplémentaires par rapport à ce que font déjà les responsables des politiques lorsqu'ils choisissent les instruments à adopter en fonction de leurs avantages environnementaux. S'il faut davantage de précision, il estime qu'un ensemble de méthodes d'évaluation fondées et non fondées sur le marché pourrait convenir selon les types d'avantages et de coûts (Pannell, 2008).

Systemes de mesure des performances et incertitude

Chacun des critères de mesure des performances évoqués ci-avant confronte l'organisme de réglementation à plusieurs formes d'incertitude, qui toutes ont leur importance dans l'analyse des moyens d'action que sont les paiements, les normes, les taxes et les permis négociables. L'une des sources d'incertitude, qui concerne aussi bien les coûts que les incidences environnementales, tient au fait que, lors du choix des instruments, les décideurs ne peuvent pas prévoir avec certitude quel effet ce choix aura sur les pratiques de production et d'utilisation des terres des agriculteurs, ni quels coûts les changements de pratiques auront pour les exploitants. Ils

peuvent certes faire appel à des modèles économiques pour prévoir les modifications des pratiques de production et d'utilisation des terres que susciteront les politiques envisagées, ainsi que les coûts de mise en conformité qu'elles induiront, mais ces prévisions sont toujours incertaines. Cette incertitude *ex ante* au sujet de la mise en conformité et des coûts de mise en conformité a deux conséquences. Premièrement, comme indiqué, les coûts économiques des politiques potentielles sont incertains. Deuxièmement, les résultats environnementaux qui seront produits par l'application des instruments – et mesurés par les indicateurs de pressions ou d'état – sont eux aussi incertains, dans la mesure où ils dépendent de modifications des pratiques de production et d'utilisation des terres qui ne sont pas garanties.

D'autres facteurs d'incertitude pèsent sur les résultats environnementaux. Parmi eux, il y a l'incertitude qui entoure l'importance de la contribution des différents exploitants à la production des externalités environnementales. Par exemple, on a noté qu'il n'était pas possible de mesurer le poids de chaque exploitation dans la pollution des ressources en eau par les nutriments due au ruissellement, car il s'agit d'une pollution diffuse et complexe. Des modèles peuvent être et sont utilisés pour prévoir comment un changement de pratiques agricoles se répercuterait sur les pressions environnementales, mais la marge d'erreur est généralement substantielle. On emploie également des modèles pour prévoir les effets qu'auraient des modifications des indicateurs de pressions agricoles sur les indicateurs d'état de l'environnement. Eux aussi se caractérisent par une marge d'erreur substantielle. Le défi consiste à être capable d'évaluer l'importance de ces erreurs pour garantir que les résultats demeurent pertinents et leur interprétation clairement comprise. Enfin, de nombreux processus agroenvironnementaux, comme la pollution diffuse, sont déterminés par des événements aléatoires, météorologiques et autres.

L'incertitude *ex ante* à propos de la mise en conformité, des coûts de mise en conformité et de l'évolution des pressions et de l'état représente un aspect central de la problématique agroenvironnementale pour les pouvoirs publics. Elle a des conséquences fondamentales pour le choix entre paiements, normes, taxes et permis, ainsi que pour les modalités de mise en œuvre de ces instruments. Nous y reviendrons dans les chapitres ultérieurs.

Cette incertitude a aussi des conséquences fondamentales pour l'expression des objectifs d'environnement. L'incertitude au sujet des résultats environnementaux implique l'existence d'un risque. Dans le cas d'écosystèmes sensibles aux variations des facteurs de perturbation, une gestion optimale de ce risque impose de ne pas envisager seulement les niveaux moyens des variables de pressions environnementales et d'état. Il faut également gérer la variabilité. Des données scientifiques comme les

relations dose-effet peuvent éclairer le choix des marges de sécurité dans le contexte de la pollution du milieu ambiant, ou la sélection des systèmes de mesure appropriés pour d'autres types d'objectifs environnementaux. C'est l'approche adoptée implicitement dans le cadre du système fondé sur la charge quotidienne maximale totale (TMDL), par exemple, qui a été mis en place aux États-Unis pour gérer la qualité de l'eau (National Research Council, 2001). En outre, l'évaluation du rapport coût-efficacité doit être élargie à la gestion du risque environnemental (Shortle, 1990 ; Gren *et al.*, 2000 ; Kampas et White, 2003). En outre, les effets de seuil sont peut-être plus importants dans le cas des politiques agroenvironnementales car l'insuffisance du nombre de participants se traduit par une faible efficacité environnementale.

Le rôle des droits de propriété, des cibles environnementales et des niveaux de référence environnementaux dans le choix des mesures

L'un des défis incontournables du choix entre plusieurs instruments réside dans le fait que certains des critères qui orientent les actions des décideurs, tels que l'équité, dépendent de la définition de niveaux de référence et de droits de propriété. Il devient alors évident que la détermination du mode de traitement des effets de l'agriculture sur l'environnement appelle une réponse au cas par cas, en fonction du choix des cibles environnementales et de la définition de niveaux de référence environnementaux à partir de l'identification des droits de propriété existants, lesquels déterminent les personnes susceptibles de demander une rémunération et celles qui doivent supporter les frais.

La définition des cibles environnementales et des niveaux de référence varie selon les pays. Les cibles dépendent des préférences de la société en termes de qualité de l'environnement, tandis que les niveaux de référence sont tributaires de la façon dont les différents pays définissent traditionnellement et juridiquement les droits de propriété. Pour être efficient, l'établissement des cibles environnementales doit équilibrer les avantages de la réalisation d'objectifs environnementaux et les pertes de bien-être qui en résultent en raison de la réduction de la production ou de la consommation d'autres biens et services. Cependant, si la détermination de ces cibles repose sur des critères d'efficacité, la fixation des niveaux de référence adéquats (établissant qui doit supporter les coûts de la réaffectation des ressources pour atteindre ces cibles) relève de la répartition (équité) et des droits de propriété.

Le graphique 2.3 (OCDE, 2001) illustre quatre situations différentes auxquelles les agriculteurs peuvent être confrontés en liaison avec ces paramètres (où X représente le niveau de qualité de l'environnement

correspondant aux cibles environnementales [X^T], aux niveaux de référence [X^R] et aux pratiques agricoles du moment [X^C]. Ces quatre cas correspondent à un résultat environnemental identique et à une même affectation des ressources agricoles, car la cible environnementale X^T demeure inchangée. Seule diffère la répartition des coûts nécessaires pour atteindre la cible définie (à savoir, qui paie ou qui est taxé/pénalisé).

Dans le *cas A*, le niveau de qualité de l'environnement obtenu par les pratiques agricoles du moment correspond à un niveau de référence ($X^C = X^R$) supérieur à la cible (X^T). En conséquence, les agriculteurs utilisent déjà des pratiques leur permettant d'obtenir le résultat environnemental souhaité par la société. Les niveaux X^T et X^R étant atteints sans engendrer de coût d'opportunité, *aucune action publique* n'est nécessaire. Dans une telle situation, le niveau de référence X^T serait normalement atteint au travers des pratiques agricoles du moment X^C (« bonnes pratiques agricoles »).

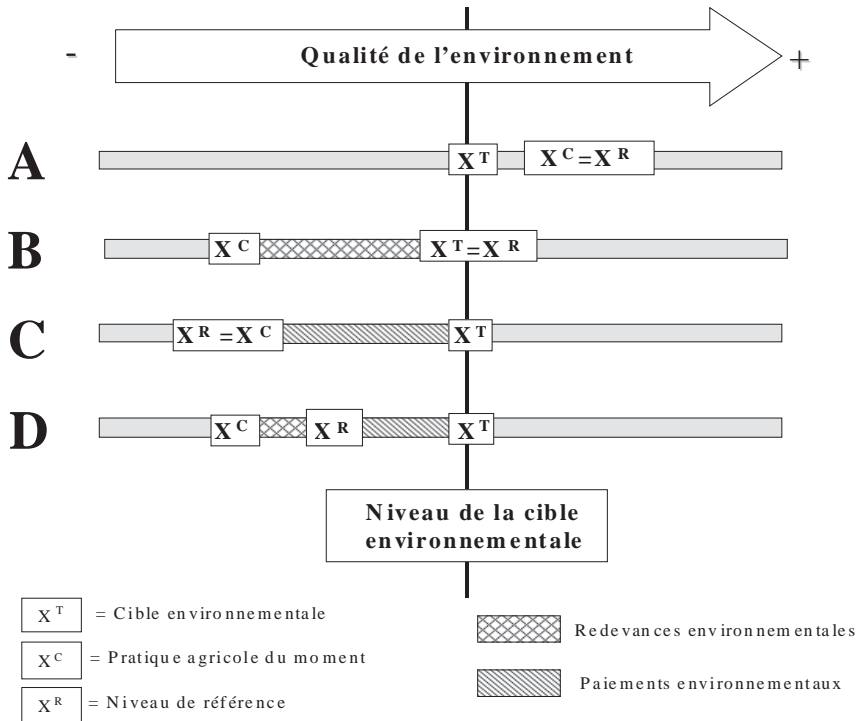
Dans le *cas B*, les pratiques agricoles du moment (X^C) donnent des performances environnementales inférieures au niveau de référence, défini comme étant égal au niveau ciblé ($X^T = X^R$). Dans ce cas, les agriculteurs émettent une pollution sur laquelle ils ne possèdent pas de droits de propriété ($X^C < X^R$), et doivent donc adopter à *leurs frais* les pratiques nécessaires pour accéder au niveau souhaité (X^T). Faute de quoi le gouvernement leur imposera une taxe ou une pénalité afin de les inciter à se mettre en conformité.

Dans le *cas C*, les pratiques agricoles du moment offrent des performances environnementales correspondant au niveau de référence choisi ($X^C = X^R$), lequel est inférieur à la cible (X^T). Dans la mesure où les droits de propriété associés à l'utilisation des terres sont attribués ici à des pratiques agricoles atteignant un niveau de référence environnemental inférieur au niveau ciblé, *il peut être nécessaire de dédommager* les agriculteurs afin que ceux-ci remplacent leurs pratiques du moment (X^C) par celles requises pour atteindre la cible (X^T).

Le *cas D* correspond à une situation similaire au cas C, où les pratiques agricoles du moment (X^C) offrent des performances inférieures au niveau ciblé (X^T), mais où le niveau de référence est supérieur au niveau de performance environnementale des pratiques agricoles du moment (X^C) et inférieur à la cible environnementale (X^T). Pour améliorer leurs résultats en matière d'environnement, les agriculteurs doivent adopter à *leurs frais* des pratiques adéquates jusqu'à ce qu'ils atteignent le niveau de référence (X^R), faute de quoi le gouvernement peut leur imposer une taxe ou une pénalité. Les améliorations supplémentaires demandées aux agriculteurs pour obtenir des performances environnementales allant au-

delà du niveau X^R (pour atteindre la cible X^T , par exemple) doivent être rémunérées.

Graphique 2.3. Cibles environnementales et niveaux de référence environnementaux



Source: OCDE, 2001.

Notes

1. Les changements environnementaux se répercutent directement sur les exploitations par la modification (favorable ou non) des intrants environnementaux publics. Dans ce cas, l'agriculture subit l'externalité.
2. Certains comportements peuvent engendrer à la fois des bénéfices publics et privés, mais seulement jusqu'à un certain point. Au-delà, de nouveaux investissements en faveur de l'environnement génèrent des coûts privés, même s'ils continuent souvent de produire des bénéfices nets pour la collectivité.
3. Il est à noter que l'efficacité par rapport au coût au niveau des paysages nécessite d'égaliser les coûts marginaux de mise en conformité (principe d'équimarginalité), mais que les coûts totaux ou moyens de mise en conformité peuvent varier.
4. Il est à noter que dans les ouvrages consacrés à l'effet d'interaction des taxes, l'argument est avancé que les effets sur les autres marchés ne s'annulent pas dans le cas de la politique de l'environnement (tout comme dans celui des politiques agricole et commerciale). En particulier, de par sa nature, la réglementation environnementale – qu'elle prenne la forme de mesures contraignantes ou de taxes – aggrave systématiquement la distorsion du marché du travail qui découle d'un impôt sur le revenu existant.

Chapitre 3

Tour d'horizon des paramètres de conception des politiques

Atteindre un objectif requiert un plan et des moyens. L'objectif voulu peut être défini par le choix de buts environnementaux et la prise en compte du but économique d'efficacité par rapport au coût. Ensuite, le plan implique la sélection et la mise en œuvre d'instruments pour obtenir le résultat souhaité¹. La présente section se propose d'examiner certaines questions générales que pose l'établissement de ce plan ; on trouvera dans les chapitres suivants une analyse plus détaillée des caractéristiques de conception d'instruments particuliers².

Concevoir un instrument revient à faire des choix à propos de différents paramètres. Certains choix varient selon les instruments, mais en règle générale, les paramètres disponibles peuvent être résumés en trois grandes questions : (1) A qui l'instrument sera-t-il appliqué parmi l'éventail de ceux qui contribuent aux externalités environnementales, et avec quelle intensité – autrement dit, qui est la cible ? (2) Quelle est la mesure ou la variable cible optimale pour définir et mesurer la conformité d'une exploitation avec l'objectif environnemental – autrement dit, que cible-t-on au niveau des exploitations ? (3) Quelles incitations – c'est-à-dire quels instruments d'action particuliers (paiements, normes d'environnement, écotaxes, système de permis négociables, etc.) – doivent être couplées au système de mesure de la conformité choisi afin de susciter au niveau des exploitations les changements de comportement nécessaires à l'obtention du résultat voulu ?

Qui est la cible ?

Une question fondamentale qui se pose lors de la conception d'un instrument de politique environnementale est celle de la cible : à qui l'instrument s'appliquera-t-il³ ? Un élément de réponse réside dans la région géographique à laquelle doit s'appliquer l'instrument. Le choix dépend de la géographie du problème d'environnement que l'on souhaite résoudre. Ainsi, s'il s'agit de traiter la pollution d'un cours d'eau par les éléments nutritifs,

alors les instruments agroenvironnementaux devraient s’appliquer au niveau du bassin hydrographique qui abrite les activités agricoles à l’origine du ruissellement des éléments nutritifs. D’autres aspects entrent alors en jeu. Par exemple, il se peut que le territoire du bassin relève de l’autorité de plusieurs collectivités territoriales, auquel cas se pose la question de savoir si le choix des instruments est coordonné entre elles ou non.

En second lieu, il faut déterminer qui sera ciblé à l’intérieur de la région géographique retenue. En règle générale (mais pas toujours), les instruments doivent viser ceux qui sont directement responsables des atteintes à l’environnement ou ceux qui sont les mieux placés pour produire des améliorations environnementales. A l’intérieur de ces paramètres, le souci d’optimisation de la surveillance, du contrôle de l’application et des coûts de protection de l’environnement doit conduire à répartir les efforts de gestion entre les exploitations en fonction de l’aptitude relative de chacune à produire des améliorations environnementales – autrement dit, il s’agit de cibler de façon différenciée les différentes exploitations dans l’optique d’une meilleure efficacité par rapport au coût au niveau des paysages. Pour reprendre l’exemple donné dans le paragraphe précédent, il sera plus efficace et plus efficient de cibler les terres à partir desquelles de grandes quantités d’éléments nutritifs sont entraînées dans le cours d’eau que celles qui ne contribuent que faiblement à cette pollution. Par ailleurs, il est plus simple et plus efficient d’encourager une réduction de la pollution dans les exploitations où le coût marginal de cette réduction est faible. La corrélation entre les coûts de la mise en conformité et les avantages pour l’environnement (sensibilité de l’environnement) influe beaucoup sur le budget des instruments volontaires. Autrement dit, si une terre sensible du point de vue de l’environnement est également peu productive (d’où un faible coût de mise en conformité), les objectifs environnementaux peuvent être atteints à partir d’un budget plus modeste.

Le ciblage des producteurs sur la base des effets environnementaux anticipés peut être compliqué par l’incertitude qui règne sur la façon dont les actions entreprises au niveau des exploitations se traduiront par des améliorations environnementales. Les prévisions *ex ante* doivent reposer sur des une modélisation scientifique décrivant les incidences externes des pratiques des exploitations. Comme on l’a évoqué, les relations agroenvironnementales sont généralement complexes et posent souvent un problème d’incertitude des modèles. Néanmoins, les décisions doivent être prises. La science de la décision propose des procédures pour prendre en compte cette incertitude et le risque qu’elle implique pour la réalisation des objectifs d’action⁴. En règle générale, il est important d’indiquer clairement les limites des modèles et les incertitudes liées aux résultats de sorte que des

décisions bien informées puissent être prises sur cette base par les pouvoirs publics.

Le ciblage des producteurs en fonction des coûts de respect de la législation environnementale peut être compliqué par l'incertitude des organismes de réglementation au sujet des coûts supportés par les exploitations. Les exploitants connaissent généralement mieux leurs coûts de mise en conformité que les responsables de l'élaboration des politiques, bien que même pour les exploitants agricoles il puisse encore être difficile d'évaluer leurs coûts totaux⁵. Cette *asymétrie de l'information* crée un problème connu sous le nom d'*antisélection*, qui restreint l'aptitude des responsables de l'élaboration des politiques à adapter les instruments à la situation des différents producteurs. Par exemple, un producteur qui peut se mettre en conformité avec la législation environnementale à peu de frais ne sera en principe guère enclin à le signaler à l'autorité de régulation, de peur que celle-ci en conclue qu'elle peut lui imposer des règles plus contraignantes encore. Certains instruments étant plus performants que d'autres en présence de ce type d'incertitude, l'asymétrie de l'information au sujet des coûts de mise en conformité peut avoir une influence déterminante sur le choix d'un instrument.

Il importe de noter que la réponse à la question « qui est la cible ? » ne doit pas forcément se limiter aux exploitations. Ainsi, les incidences environnementales des pesticides sont en grande partie gérées au travers de règlements qui limitent l'éventail des pesticides que les fabricants de produits chimiques peuvent commercialiser à l'intention des agriculteurs et d'autres utilisateurs. D'un point de vue politique et administratif, il est plus simple d'imposer une réglementation à un nombre relativement restreint d'entreprises chimiques qu'aux nombreuses petites exploitations agricoles qui provoquent concrètement les atteintes à l'environnement, même si l'efficacité allocative est moindre faute d'un ciblage précis. Dans certains cas, la diminution de l'efficacité allocative peut d'ailleurs être compensée par la baisse des coûts administratifs.

Que cible-t-on ?

Deuxième question fondamentale : quelle est la mesure ou la base d'appréciation appropriée de la conformité au niveau des exploitations ? Les mesures de la conformité peuvent être divisées grosso modo entre celles qui sont axées sur les résultats environnementaux (*axées sur les résultats*) et celles qui sont axées sur les choix de l'agriculteur en matière de moyens de production et de technologies (*axées sur les moyens*), auxquelles il est également fait référence en tant que mesures axées sur les pratiques dans cette étude⁶. Cette distinction, qui correspond au fond à une distinction entre

les fins et les moyens, est illustrée par les processus représentés dans le graphique 2.1. Les instruments axés sur les moyens peuvent réglementer directement les quantités ou les caractéristiques des intrants marchands utilisés en agriculture qui influencent le niveau des externalités environnementales (pesticides, engrais, carburants...), ou prescrire des pratiques particulières qui servent à produire des produits marchands ou qui affectent le flux de produits non marchands (techniques spécifiques employées, comme les pratiques optimales de gestion des nutriments et des pesticides). Pour leur part, les instruments axés sur les résultats se concentrent sur le flux de produits non marchands de l’exploitation, comme le ruissellement d’éléments nutritifs ou l’érosion des sédiments.

Les politiques environnementales de première génération mises en place pour protéger la qualité de l’air et de l’eau (c’est-à-dire celles adoptées à la fin des années 1960 et dans les années 1970) étaient largement axées sur les moyens. En agriculture, elles ont notamment consisté à interdire certains pesticides et à encadrer les utilisations de certains autres. De tels règlements axés sur les moyens restent en vigueur dans certains contextes (par exemple, les émissions des grands élevages confinés aux États-Unis), mais il a été largement démontré qu’ils imposent aux exploitations un cadre trop rigide qui les prive de marge de manœuvre pour choisir les solutions d’abaissement des émissions les plus efficaces par rapport à leur coût⁷. Cela nuit à l’efficacité, et l’accent mis sur les moyens plutôt que sur les fins fait que les objectifs environnementaux ne sont parfois pas atteints⁸. C’est pourquoi on tend de plus en plus à privilégier les instruments axés sur les résultats, c’est-à-dire sur les fins plutôt que sur les moyens. Ainsi, on donne aux exploitants plus de souplesse pour choisir les moyens et des incitations à se mettre en conformité au moindre coût.

La mesure idéale de la conformité axée sur les résultats est la contribution de l’exploitation à l’externalité (Shortle et Horan, 2001). Mais ses possibilités d’application peuvent être limitées pour cause d’incertitude. Il n’est pas possible pour une autorité de régulation d’observer ou de mesurer d’une façon ou d’une autre les contributions des agriculteurs aux nombreuses externalités environnementales, et ce en raison de la manière dont ces externalités sont produites. Par exemple, les rejets diffus d’éléments nutritifs et de pesticides sont des processus dispersés qui interviennent à l’échelle des paysages. Ces processus sont aussi très aléatoires, étant déterminés en grande partie par les conditions météorologiques et d’autres conditions environnementales qui fluctuent dans le temps. La conjonction de ces deux caractéristiques empêche d’observer avec précision ou de déduire les contributions individuelles, en particulier lorsque les contributeurs potentiels sont très nombreux, comme c’est souvent le cas dans le contexte des problèmes agroenvironnementaux (même un bassin versant peu étendu

peut abriter des milliers d'exploitations agricoles, par exemple). Aussi d'autres bases d'appréciation de la conformité doivent-elles être étudiées.

Par chance, l'impossibilité de mesurer les performances *effectives* n'est pas forcément synonyme de perte d'efficacité (même si cela peut imposer l'élaboration d'un instrument plus complexe) (Griffen et Bromley, 1982 ; Shortle et Dunn, 1986). Une base d'appréciation de la conformité économiquement et écologiquement recommandable doit répondre aux critères suivants : (1) être fortement corrélée aux buts environnementaux des décideurs, de façon à obtenir un alignement des intérêts des exploitants sur ceux de l'organisme compétent ; (2) être applicable ; et (3) se prêter au ciblage dans le temps et dans l'espace (Braden et Segerson, 1993). Pour mesurer directement les performances, une solution consiste à recourir à des valeurs indicatives de facteurs de perturbation directs l'environnement (par exemple, estimations des excédents d'éléments nutritifs entraînés depuis les champs dans les eaux superficielles et souterraines) ou à d'autres indicateurs de résultats environnementaux propres au site qui sont construits à partir de données relevées sur place. En agriculture, on peut citer comme exemples d'indicateurs de résultats l'estimation de la perte de sol annuelle moyenne (pour la gestion de la pollution sédimentaire), l'estimation des excédents de nutriments (pour la gestion de la pollution par les éléments nutritifs) et l'estimation des quantités de carbone fixées en cas d'application de différentes pratiques.

Une autre mesure des performances qui pourrait être réalisable et qui a suscité un grand intérêt parmi les économistes est l'impact cumulé des contributions des exploitations aux externalités – c'est la mesure des performances environnementales axée sur le milieu ambiant. Par exemple, des instruments peuvent être fondés sur les concentrations ambiantes de polluants dans les milieux de l'environnement, sur la production globale d'aménités paysagères ou sur la variation des populations d'espèces sauvages dans une région. Il s'agit d'un type de mesure des performances particulier en ce sens qu'il ne porte pas sur les performances au niveau des exploitations. En l'occurrence, les individus sont récompensés ou sanctionnés en fonction de l'impact combiné de plusieurs (et éventuellement de très nombreux) agriculteurs. Les mesures des performances axées sur le milieu ambiant sont généralement plus faciles à réaliser que celles au niveau des exploitations, mais elles appellent des incitations sensiblement différentes en direction des exploitations en faveur d'une bonne gestion de l'environnement. Les instruments axés sur le milieu ambiant restent sujets à débat. Si certaines des premières études théoriques ont été prometteuses (Segerson, 1988, par exemple), des travaux ultérieurs ont fait ressortir certaines limites potentiellement critiques de cette approche. Celles-ci tiennent surtout à la difficulté de concevoir des instruments axés sur le

milieu ambiant qui soient capables d’encourager les producteurs individuels à coordonner leurs efforts pour produire un résultat de façon efficace par rapport au coût (Cabe et Herriges, 1992 ; Horan *et al.*, 1998 et 2002 ; Hansen, 1998). Des expériences sont en cours en vue d’étudier certaines de ces limites (voir, par exemple, Cochard *et al.*, 2005), mais le débat reste pour l’instant théorique puisque les instruments axés sur le milieu ambiant n’ont pas été appliqués dans la pratique⁹.

Pour être défendables, les estimations de la contribution d’une exploitation aux externalités doivent être obtenues au moyen de modèles scientifiques décrivant de façon fiable les effets externes des pratiques de l’exploitation. Par conséquent, une question fondamentale qui se pose lorsqu’il s’agit d’apprécier l’opportunité d’une mesure des performances est celle de la disponibilité de modèles pour évaluer les performances environnementales au niveau des exploitations, de la fiabilité de ces modèles et de leur coût. La réponse dépend de la complexité du problème d’environnement, de l’état des connaissances scientifiques le concernant et du degré de fiabilité recherché par les responsables de la planification dans le cadre de la gestion de l’environnement (voir, par exemple, National Research Council, 2001). Ces questions dépassent généralement le cadre de cette étude.

Les décideurs doivent examiner le coût d’élaboration des indicateurs et la facilité avec laquelle producteurs et autorités de régulation pourront exploiter les informations qu’ils fournissent. Tous les indicateurs n’imposent pas les mêmes besoins de suivi au niveau des exploitations, de sorte que les décideurs devraient savoir ce que l’on peut surveiller sans coûts excessifs.

Même s’il était possible dans certains cas de mesurer les incidences environnementales effectives, la forte variabilité naturelle de processus comme la pollution diffuse, la fixation du carbone et la prévention des inondations fait que les exploitants ne sont pas en mesure de maîtriser les performances en la matière de façon déterministe (sans aléa). A cet égard, des normes pourraient être définies en termes de probabilité de leur réalisation. Par exemple, une norme visant les eaux de ruissellement polluées pourrait être définie en se référant à la moyenne ou à la variance, ou bien en se référant à une probabilité : le ruissellement ne devrait alors pas dépasser un niveau cible plus de x % du temps, ou son niveau mensuel moyen ne devrait pas excéder une valeur déterminée. Une surveillance devrait être menée pendant un certain temps, peut-être plusieurs mois, afin d’obtenir l’échantillon nécessaire pour déterminer si une exploitation est en conformité ou non. Pour certains polluants, cette période de surveillance pourrait être sensiblement plus longue car il faut beaucoup de temps pour qu’ils parviennent dans une masse d’eau. Certains produits agrochimiques comme le phosphore peuvent s’accumuler dans les sols. Dans ce cas, la

modification des pratiques de gestion peut ne pas entraîner d'amélioration de la qualité de l'eau tant que le produit stocké dans les sols ne s'est pas résorbé.

En outre, les producteurs doivent comprendre en quoi leurs décisions de production individuelles se répercutent sur l'indicateur si l'on veut que celui-ci mesure efficacement la mise en conformité. Les indicateurs par trop complexes peuvent perdre leur intérêt si les producteurs ne saisissent pas le lien entre eux et leurs actions. Cependant, une trop grande simplicité peut également nuire à l'efficacité, l'aptitude des producteurs à améliorer l'efficacité-coût étant au bout du compte limitée par le degré de perfectionnement des modèles employés pour établir les prévisions.

Les intrants, les pratiques ou les usages des sols qui sont corrélés à des externalités environnementales constituent une autre base d'appréciation possible de la conformité qui a suscité beaucoup d'intérêt. Dans le contexte de la lutte contre la pollution diffuse d'origine agricole, par exemple, cela recouvrirait les intrants polluants comme les engrais et les pesticides, les pratiques agricoles qui influencent le déplacement de ces substances chimiques dans l'environnement et les modalités d'utilisation des sols telles que l'aménagement de bandes tampons en bordure des champs. Des pratiques comme la culture sans travail du sol et le changement d'affectation des terres (plantation d'arbres ou mise hors production à des fins écologiques, par exemple) peuvent avoir un effet sur la capacité de fixation du carbone d'une exploitation. Les changements d'affectation des terres peuvent aussi influencer la production de services écosystémiques : valeurs d'aménité, protection contre les inondations, habitats d'espèces sauvages...

Bien qu'elles se heurtent à certaines limites, les mesures de la conformité axées sur les moyens peuvent en pratique constituer l'unique option. Il est à noter que les approches axées sur les moyens peuvent être efficaces si elles sont conçues correctement (Shortle et Dunn, 1986). En l'occurrence, elles doivent bien cibler les intrants écologiquement importants et les producteurs, c'est-à-dire prendre résolument le contre-pied des politiques environnementales mal ciblées et peu efficaces de première génération.

Quelles incitations ?

Par définition, l'obtention des changements environnementaux voulus nécessite de s'écarter du statu quo ou du « cours normal des choses ». Cet infléchissement peut être suscité au moyen de divers mécanismes, employés seuls ou en combinaison : pression morale, normes réglementaires, modification des incitations économiques par la fiscalité, paiements ou création de marchés environnementaux. Dans ce document, nous nous

intéressons essentiellement aux paiements, aux règlements/normes, aux taxes et aux systèmes de permis négociables. Ces différents mécanismes destinés à induire des modifications peuvent être couplés à différentes mesures de la conformité afin d’obtenir tout un éventail d’instruments de traitement des problèmes agroenvironnementaux (annexe A). Chaque combinaison donne aux producteurs un type particulier d’incitation à faire évoluer leur comportement dans le sens d’une bonne gestion de l’environnement. Le poids de l’incitation est fonction de celui de l’instrument. Ainsi, une petite écotaxe engendrera moins d’améliorations environnementales qu’un impôt de grande ampleur. L’organisme de réglementation peut moduler la portée de l’instrument, aussi bien en ce qui concerne les exploitations que les mesures de conformité, pour obtenir les gains d’efficacité qui s’imposent compte tenu des buts environnementaux retenus.

Pour donner l’impulsion voulue, il peut être en outre nécessaire d’utiliser plusieurs instruments à la fois. Par exemple, un aspect important des instruments axés sur les résultats est qu’il faut généralement un instrument distinct pour chaque objectif d’action (Tinbergen, 1952). Pour traiter l’entraînement des éléments nutritifs par ruissellement et l’érosion des rives des cours d’eau, des instruments séparés rattachés à des valeurs indicatives de chacun de ces processus peuvent donc être nécessaires. Des instruments supplémentaires seraient requis en cas d’approche axée sur les moyens. Toutefois, dans certaines circonstances, il y a lieu de recourir à des panoplies d’instruments : taxes et normes ; taxe sur l’azote et interdiction de pesticides, etc. (Baumol et Oates, 1988 ; Braden et Segerson, 1993 ; Horan *et al.*, 2004 ; OCDE, 2007d).

Dans la suite du document, nous allons examiner de façon plus détaillée les normes, les taxes et les permis négociables (chapitre 4), les paiements agroenvironnementaux (chapitre 5) et les panoplies d’instruments (chapitre 6).

Notes

1. La réalisation de certains buts environnementaux n'est possible que de façon probabiliste (en moyenne, par exemple), auquel cas elle ne peut être évaluée qu'avec le temps.
2. Les questions touchant à la participation du public et aux processus ne sont pas abordées ici, bien qu'il s'agisse pour certains organismes d'éléments nécessaires dans l'élaboration des politiques.
3. Pour un examen approfondi du ciblage des politiques agricoles, voir OCDE (2007c).
4. Il est à noter que la modélisation environnementale à l'appui de la gestion des externalités d'origine agricole est un domaine actif de recherche et d'application, et que des responsables de l'élaboration des politiques se sont déclarés prêts à utiliser dans certains contextes des mesures des performances agroenvironnementales fondées sur des modélisations.
5. Les agriculteurs sont confrontés à des incertitudes avant de changer de pratiques de gestion agricole. Ils dépendent souvent de l'information fournie par des conseils extérieurs pour évaluer ces coûts.
6. Une troisième catégorie de mesures de la conformité pourrait être axée sur la production de produits marchands (par exemple, en cas de règlements destinés à limiter la production de produits à forte intensité de pollution, comme le maïs). Ces mesures ne sont toutefois pas envisagées ici, car elles sont en règle générale tellement mal corrélées avec les performances environnementales que les instruments correspondants produisent des incitations médiocres en termes de gestion de l'environnement, et même parfois des incitations perverses (Baumol et Oates, 1988 ; Braden et Segerson, 1993).
7. Pour un examen plus approfondi du rapport coût-efficacité des taxes sur les intrants, voir par exemple OCDE (2007d).
8. En outre, dans le passé, les politiques axées sur les moyens ont été appliquées à tous les producteurs de façon uniforme. Par exemple, les normes techniques obligeaient les agriculteurs à choisir des technologies ou des pratiques parmi une liste préétablie qui n'était pas conçue pour pouvoir s'adapter aux caractéristiques de chaque exploitation en termes de coûts et d'environnement. Ce manque de ciblage était préjudiciable à l'efficacité allocative (Davies et Mazurek, 1998).

9. Les instruments axés sur le milieu ambiant ne sont pas examinés plus avant dans ce document. Pour une analyse plus détaillée de cette question, voir Weersink *et al.* (1998) et Shortle et Horan (2001).

Chapitre 4

Adaptation de normes environnementales, d'écotaxes et de permis négociables

Ce chapitre étant axé sur les instruments qui donnent concrètement un certain nombre de droits à la collectivité en matière de qualité de l'environnement, nous nous concentrerons ici sur les instruments de lutte contre les externalités négatives. Les mêmes instruments pourraient en principe être retenus pour susciter la production d'externalités positives, mais dans la pratique, on utilise à cette fin d'autres approches, comme les paiements ou subventions¹.

Normes environnementales

Les normes environnementales correspondent à des prescriptions qualitatives ou quantitatives visant des produits commercialisés (normes de produits), des technologies ou processus (normes de procédés) ou des résultats environnementaux (normes de résultats). Si l'on reprend la représentation donnée dans le graphique 2.1, les normes de produits s'appliquent aux intrants marchands et aux productions marchandes, les normes de procédés réglementent directement les choix de production et les technologies antipollution, tandis que les normes de résultats concernent directement les productions non marchandes (mesures comprenant des indicateurs des performances environnementales). Nous appellerons collectivement « normes de moyens » les normes de procédés et les normes de produits visant les intrants. Si l'on reprend la représentation donnée dans le graphique 2.3, les normes définissent habituellement les niveaux de référence que les exploitants agricoles doivent atteindre.

Normes de résultats

Les normes de résultats en matière d'environnement constituent une méthode couramment employée pour réglementer les émissions polluantes des sources non agricoles. Les normes de rejets limitant les effluents des sources ponctuelles industrielles et urbaines de pollution de l'eau sont ainsi

très répandues. En revanche, les normes de résultats axées sur les externalités environnementales de l'agriculture ne sont pas monnaie courante, même si elles constituent assurément un instrument crédible de politique agroenvironnementale.

Les normes de résultats en matière d'environnement peuvent prendre diverses formes, mais elles ont généralement en commun de fixer un niveau plafond que l'externalité ou l'indicateur retenu ne doit pas dépasser. Du fait de la variabilité intrinsèque des externalités environnementales de l'agriculture et de l'incertitude souvent importante qui est associée aux modèles de prévision environnementale, il est nécessaire d'accorder plus d'attention à la construction de normes de résultats afin de réguler à la fois le niveau anticipé et la fiabilité des performances environnementales. Au niveau des exploitations, on peut y parvenir en choisissant avec soin les indicateurs de résultats appliqués (limites concernant aussi bien la moyenne que la variance des émissions, par exemple²) et en arrêtant d'autres dispositions destinées à renforcer la fiabilité (McSweeney et Shortle, 1990). Ces dispositions peuvent consister notamment à restreindre la palette des pratiques admises pour respecter la norme à celles dont on estime que la fiabilité est acceptable. Dans ce cas, la norme combine en fait des éléments d'une norme de résultats et d'une norme de moyens. On peut aussi limiter les pratiques admissibles dans le cadre du respect d'une norme de résultats si le modèle environnemental utilisé pour estimer les performances environnementales ne prend en compte qu'un ensemble restreint de pratiques.

Par rapport aux normes de moyens, les normes de résultats présentent l'avantage d'offrir aux producteurs une marge de manœuvre pour choisir la façon dont les résultats environnementaux prescrits seront atteints, c'est-à-dire la possibilité de trouver la façon la moins coûteuse. Elles peuvent donc tout à la fois favoriser l'optimisation du rapport coût-efficacité au niveau des exploitations et la mise au point d'innovations technologiques destinées à réduire les coûts (Sterner, 2003). Ce sont là des résultats souhaitables, mais les avantages implicites sont moins importants si, pour les raisons exposées au paragraphe précédent, l'éventail des pratiques admises pour respecter les normes est limité. Il est possible d'atténuer, sinon d'éliminer, les coûts de cette restriction des pratiques admissibles, en permettant au producteur d'élaborer une stratégie dans laquelle il expose les pratiques particulières qu'il emploiera pour se conformer aux normes, et qu'il fait viser par l'organisme de réglementation avant de la mettre en application. Il existe alors un contrat entre le producteur et l'organisme, qui fixe les conditions de la mise en conformité (USEPA, 2007).

Les normes de résultats en matière d'environnement peuvent donc être efficaces pour améliorer les performances environnementales des

exploitations, et ce avec un bon rapport coût-efficacité (compte tenu des réserves déjà évoquées en cas de limitation des pratiques admissibles), mais leur utilisation soulève quelques questions. En premier lieu, il faut se demander si elles peuvent seules permettre d'atteindre des buts environnementaux d'ensemble. En second lieu, on peut s'interroger sur leur aptitude à réduire au minimum le coût global de la réalisation des buts environnementaux de l'organisme.

Si l'on s'inquiète des possibilités de réalisation des buts environnementaux d'ensemble, du moins en l'absence d'instruments supplémentaires, c'est parce que les normes de résultats ne limitent traditionnellement qu'une seule des deux variables qui déterminent l'état du milieu ambiant (annexe B exemple Sterner, 2003). Les normes de résultats limitent les émissions des entreprises (e_i), mais pas le nombre d'entreprises polluantes (annexe C). Ainsi, l'entrée de nouvelles entreprises, même respectueuses des normes de résultats, peut entraîner une dégradation de la qualité de l'environnement. On le voit, ces normes ne permettent pas seules de gérer les conditions environnementales globales. Si l'entrée est également réglementée, l'efficacité s'en trouve améliorée. Il est aussi possible d'appliquer des normes plus strictes aux nouvelles sources, d'adopter des normes nettement plus contraignantes pour atténuer l'impact des entrées ou de réviser périodiquement les normes. Chacune de ces possibilités induit un coût économique et administratif.

Outre la question des entrées, le rapport coût-efficacité global peut être source de préoccupation compte tenu du problème d'antisélection évoqué précédemment. Le fait que les normes de résultats permettent à chaque exploitation de réduire au minimum ses coûts de mise en conformité ne signifie pas que le coût total de production du résultat environnemental est lui aussi réduit au minimum. En effet, assurer l'efficacité au niveau des paysages revient à concevoir des normes qui ciblent les producteurs de façon différenciée, en fonction des écarts de coût de mise en conformité et d'impact environnemental qui existent entre les exploitations. Cela signifie que les normes doivent être différenciées, même dans le cas de figure le plus simple.

L'efficacité au niveau des paysages, par exemple, se caractérise par une forme ajustée du principe d'équimarginalité pour répartir les charges de pollution entre les sources : en l'occurrence, chaque source devrait supporter un coût marginal de mise en conformité équivalent par unité marginale d'impact environnemental (annexe C). Il en découle que les normes de résultats qui réduisent au minimum le coût total de mise en conformité sont celles qui s'appliquent aux entreprises de façon modulée, en fonction de leurs coûts de mise en conformité et de leur impact environnemental. Toutefois, les coûts de mise en conformité sont des *informations privées* que

ne possèdent pas les autorités de réglementation. Ainsi, quelle que soit leur connaissance de l'impact relatif des exploitations sur l'état de l'environnement, les autorités ne disposent pas des informations nécessaires pour concevoir des normes de résultats d'un bon rapport coût-efficacité. L'antisélection fait donc ici obstacle à l'efficacité allocative des normes mises en œuvre. De plus, l'imposition de normes différenciées aux producteurs soulèverait probablement des questions d'équité et elle impliquerait que les niveaux de référence soient déterminés aux niveaux infra-nationaux. Toutefois, le rapport coût-efficacité des normes pourrait encore être amélioré en définissant des normes plus strictes dans des zones vulnérables spécifiques.

Le rapport coût-efficacité des normes de résultats est amélioré si elles sont appliquées de façon modulée, en fonction de l'impact de chaque producteur sur l'environnement, et si (a) les producteurs forment un ensemble relativement homogène pour ce qui est des coûts, de sorte que l'impact environnemental constitue la seule caractéristique de différenciation pertinente, ou (b) les coûts et les impacts sont corrélés négativement. Dans ce dernier cas, en ciblant les producteurs à fort impact au moyen de normes plus strictes, on a aussi plus de chances de toucher les producteurs pour qui les coûts sont faibles, avec à la clé une baisse des coûts de respect de la législation environnementale.

Normes de moyens

Les normes de moyens (de produits ou de procédés) imposent des obligations ou des contraintes qui affectent directement les choix des producteurs. Elles réglementent les procédés de production, les technologies et les produits qui sont utilisés, ou la façon dont ils sont utilisés. En agriculture, les normes de produits jouent un rôle important dans de nombreux contextes, protégeant pour certaines l'environnement, pour d'autres la santé des consommateurs et pour d'autres encore des « marques ». S'agissant des normes environnementales, on peut citer en particulier les obligations en matière d'homologation et d'étiquetage des pesticides et les prescriptions régissant leurs usages et modalités d'utilisation. En agriculture, les normes de procédés peuvent prendre la forme de règlements relatifs à la gestion des cultures, du bétail et des terres par les agriculteurs. Il peut s'agir de règlements encadrant l'utilisation d'intrants (quantités de produits agrochimiques pouvant être appliquées, calendrier et modalités d'application autorisées, etc.) ou prescrivant le recours à des pratiques ou technologies particulières (mesures de lutte contre l'érosion et le ruissellement, matériel d'irrigation, collecte et épandage des effluents d'élevage, etc.). Des normes de procédés relatives à la gestion des

effluents d'élevage sont appliquées aux grands élevages confinés pour protéger la qualité de l'air et de l'eau.

Les normes de moyens n'offrent pas de marge de manœuvre aux producteurs et ne les incitent pas à rechercher des solutions efficaces par rapport à leur coût face aux problèmes d'environnement³. Au fond, le rapport coût-efficacité n'est donc pas du ressort des producteurs, mais de celui de l'organisme de réglementation, au travers de la conception et de l'application des normes. Les préoccupations évoquées plus haut à propos des normes de résultats se posent aussi dans ce contexte, mais elles sont accentuées.

En ce qui concerne les performances environnementales, comme les normes de résultats, les normes de moyens n'offrent généralement qu'une maîtrise incomplète des résultats environnementaux, car ce sont les performances environnementales des exploitations individuelles et non celles des exploitations dans leur ensemble qui sont leur cible. De ce fait, la création de nouvelles exploitations (ou la mise en culture de nouvelles terres) peut entraîner une dégradation de l'environnement, quand bien même les normes en vigueur seraient respectées. Les normes de moyens ne peuvent donc seules permettre de gérer les conditions environnementales globales ; comme précédemment, d'autres mesures sont nécessaires pour réguler le nombre de pollueurs. Mais dans leur cas, ce problème est peut-être plus prononcé encore. Une norme de conception « optimale » réglemente tous les produits et les procédés qui influent sur les performances d'une exploitation en rapport avec un objectif d'environnement. Cependant, certaines activités peuvent être plus difficiles et plus onéreuses à mesurer et à suivre que d'autres, ce qui conduit à se concentrer sur la gestion de celles qui se prêtent le mieux à l'observation. Cela peut entraîner un transfert vers des activités non réglementées susceptibles d'avoir des effets indésirables (Eiswerth, 1993 ; Stephenson, Kerns et Shabman, 1996). A titre d'exemple, l'adoption d'une norme visant les herbicides peut non seulement réduire l'utilisation de ces produits, mais aussi accroître le désherbage mécanique et l'érosion des sols, ce qui pourrait avoir des incidences indésirables sur la qualité de l'eau. De nouveaux règlements sont alors nécessaires pour lutter contre ces problèmes, ce qui rend le dispositif plus complexe et augmente les coûts de mise en conformité.

Pour ce qui est du rapport coût-efficacité, il apparaît que le problème d'antisélection évoqué dans le contexte des normes de résultats est amplifié. Cette fois encore, des politiques adaptées aux différentes exploitations sont nécessaires dans un souci d'efficacité allocative, mais les responsables de la réglementation ne possèdent pas les informations sur les coûts privés qui sont nécessaires pour répartir efficacement les performances environnementales entre les exploitations et, encore une fois, il est probable

que cela soulève des questions d'équité. Cependant, le problème est accentué par le fait que les normes de moyens privent généralement les exploitants de la flexibilité dont ils auraient besoin pour réaliser des améliorations environnementales au moindre coût. Ainsi, les coûts ne sont réduits au minimum ni au niveau de chaque exploitation, ni à celui de l'ensemble des exploitations.

En outre, l'association de normes spécifiques aux exploitations et de normes spécifiques aux intrants peut accroître fortement le fardeau et les coûts administratifs. En règle générale, un compromis doit être trouvé entre les coûts d'administration et le rapport coût-efficacité. L'application au niveau national d'un ensemble de normes de moyens faciles à suivre, à administrer et à faire respecter induit en principe des coûts d'administration peu élevés. À l'inverse, si l'on décide de collecter des informations pour mieux cibler l'application des mesures et d'élaborer d'un plus large éventail de normes de moyens pour tenir compte des différentes situations possibles, cela peut notablement accroître les coûts d'administration, mais aussi améliorer le rapport coût-efficacité.

C'est peut-être lorsque les buts environnementaux de l'organisme de réglementation sont fortement corrélés à un nombre restreint de choix et qu'il existe un risque important d'atteintes à l'environnement que les normes de moyens sont les plus justifiées.

En l'occurrence, les normes de moyens sont couramment employées pour limiter ou interdire l'utilisation de pesticides, encadrer la conception des bassins de stockage des effluents des grands élevages intensifs et réglementer les pratiques de gestion des éléments nutritifs dans les zones où la pollution liée au ruissellement menace les ressources en eau potable. C'est ainsi que plusieurs pesticides ont été interdits en raison des inquiétudes suscitées par leur impact sur la santé et l'environnement. Cela pourrait laisser penser que les coûts environnementaux et sanitaires de la poursuite de l'utilisation de ces pesticides étaient à tel point supérieurs aux avantages que l'interdiction totale était la seule possibilité. Les normes de moyens constituent également une option intéressante par rapport aux normes de résultats lorsqu'on ne dispose que de cadres de mesure des performances peu fiables ou trop coûteux à utiliser.

Certains pays de l'OCDE (l'Australie et la Nouvelle-Zélande), s'appuient principalement sur des dispositions réglementaires pour aborder les questions environnementales dans le secteur agricole. En plus des réglementations, les problèmes environnementaux spécifiques sont traités principalement au moyen de programmes environnementaux qui ciblent des aspects particuliers. Le soutien financier éventuel est apporté sous forme d'assistance technique et de vulgarisation, et contribue en partie à des

investissements dans les infrastructures et dans les exploitations. Le Canada a également recours à la vulgarisation et aux mesures d'intérêt local et, plus récemment, à des paiements pour des pratiques agricoles spécifiques (OCDE, 2008c).

Écotaxes

Le but d'une écotaxe est de modifier les incitations économiques auxquelles sont exposés les exploitants, en vue de faire en sorte que l'intérêt économique de ces derniers rejoigne les objectifs de la société. Au fond, il s'agit de corriger le défaut d'incitation qui résulte du manque de marchés des biens environnementaux, en remplaçant les incitations de prix absentes par des taxes ou des redevances réglementaires. Par exemple, on peut employer des taxes de pollution pour faire payer les pollueurs. Toutefois, il est important de ne pas oublier que les taxes ont également un effet sur la distribution du revenu. Cet effet peut constituer une considération importante pour le choix d'un instrument de politique.

Taxes fondées sur les résultats

L'instrument incitatif qui fait pendant à une norme de résultats est une taxe fondée sur le même indicateur de résultats. Le principe de l'application d'écotaxes aux externalités négatives est depuis longtemps défendu par des économistes, qui y voient un moyen efficace de remédier aux externalités environnementales (Baumol et Oates, 1988). A l'instar des normes de résultats, les taxes fondées sur les résultats laissent aux exploitants le choix de la stratégie de mise en conformité la moins coûteuse, ce qui optimise le rapport coût-efficacité au niveau des exploitations. De plus, elles créent des incitations encore plus fortes que les normes de résultats en faveur de la mise au point de nouvelles technologies permettant de réduire les coûts (Hanley *et al.*, 2007), et elles peuvent offrir de meilleures perspectives en matière d'efficacité allocative et de maîtrise du nombre d'exploitations.

Comme pour les normes de résultats, le premier choix à faire dans le cadre de la conception d'une taxe fondée sur les résultats est celui de l'indicateur particulier qui servira de base de calcul. Les aspects à prendre en considération sont également les mêmes que pour les normes fondées sur des indicateurs de résultats, à savoir la disponibilité, la fiabilité et le coût de la mesure des performances environnementales au niveau des exploitations.

Dès lors qu'un indicateur acceptable est disponible, l'étape suivante est la conception de la structure de la taxe. Le principal défi consiste à définir les taxes de telle manière que les buts environnementaux sont atteints de façon efficace par rapport au coût. Le rapport coût-efficacité est une

nouvelle fois déterminé par la règle d'équimarginalité déjà évoquée. Ainsi que l'ont démontré des économistes, une répartition minimisant les coûts peut être obtenue au moyen d'une taxe différenciée en fonction de l'impact relatif des exploitations sur l'environnement (annexe C). Cela tient au fait que les arbitrages entre les coûts et les impacts restent alors du ressort des exploitants, à qui le barème de la taxe fondée sur les résultats environnementaux envoie un signal-prix qui oriente leurs décisions. L'autorité de régulation n'a pas à effectuer ces arbitrages pour les exploitants, comme dans le cas des normes de résultats, et il n'est donc pas nécessaire de disposer d'informations sur les coûts de mise en conformité des différentes exploitations pour obtenir un bon rapport coût-efficacité. On estime qu'il s'agit là d'un important avantage des écotaxes par rapport aux normes environnementales. Un deuxième avantage des taxes différenciées tient au fait qu'elles peuvent concrètement limiter le nombre d'exploitations, à condition que les taux d'imposition absolus soient ajustés pour assurer la réalisation des buts environnementaux de l'organisme de réglementation.

La situation se complique si le modèle environnemental est plus complexe et comporte des processus environnementaux non linéaires et des incidences interdépendantes entre objectifs publics et entre producteurs (voir annexe C pour plus de précisions). Toutefois, cette complexité n'est pas forcément aussi handicapante que dans le cas des normes de résultats. La solution consiste à cibler les taxes en fonction des incidences environnementales estimées. Elles encouragent alors les producteurs à arbitrer entre les incidences estimées et leurs propres coûts, ce qui favorise l'efficacité par rapport au coût. On ne peut pas en dire autant des normes de résultats.

Cependant, une mise en garde s'impose concernant le gain d'efficience apporté par les taxes fondées sur les résultats. Ces taxes simplifient certes la production d'un résultat de façon efficace par rapport au coût comparées aux normes de résultats, mais elles ne simplifient pas la réalisation de l'objectif d'environnement global qui est visé. Cela tient au fait que la réaction exacte des exploitants aux taxes n'est pas connue à l'avance. On peut certes tabler sur une réduction des émissions, mais on ne peut pas établir *ex ante* dans quelles proportions les émissions seront abaissées par les différentes structures possibles de la taxe ; ce sont là des connaissances qui doivent être acquises, et cela semble plaider en faveur d'une démarche évolutive consistant à ajuster les taxes au fil du temps pour atteindre les objectifs voulus (Baumol et Oates, 1988).

Taxes sur les intrants

Une taxe sur les intrants a pour effet de rendre plus coûteuse l'application d'une pratique qui a des incidences dommageables sur l'environnement (ou, dans une autre perspective, moins coûteuse l'application d'une pratique qui a des retombées favorables sur l'environnement). Dans la mesure où elles ne sont pas fondées sur les résultats, les taxes sur les intrants ne peuvent favoriser l'efficacité-coût au niveau des exploitations que si tous les processus pertinents sont taxés au niveau approprié. Ainsi, le rapport coût-efficacité n'est plus du ressort des producteurs, mais relève entièrement de l'organisme de réglementation. C'est pourquoi l'efficacité et l'efficience des taxes axées sur des processus dépendent en définitive de deux décisions de conception les concernant qui sont prises par l'organisme de réglementation : (1) quels processus taxer ? et (2) à quels niveaux fixer les taxes ?

Le choix des processus à taxer met en jeu les mêmes considérations que la conception de normes de moyens : l'efficience est plus grande si l'organisme taxe les activités des exploitants qui sont fortement corrélées à ses buts environnementaux. L'optimum de premier rang consisterait à assujettir à des taxes distinctes chacune des activités ayant une influence sur l'environnement, y compris celles qui ne sont pas appliquées actuellement. La solution de rechange qui consiste à se concentrer exclusivement sur les activités les plus faciles à observer peut entraîner un transfert vers des activités non réglementées, ce qui peut produire des effets indésirables (Eiswerth, 1993 ; Stephenson, Kerns et Shabman, 1996). L'efficience diminue en même temps que l'éventail des pratiques taxées, car celles-ci doivent alors être maîtrisées dans des proportions plus importantes pour compenser l'absence d'incitations en faveur de la maîtrise des pratiques non taxées. La détermination des pratiques qui constituent les meilleures cibles potentielles des instruments dépend de la nature des éventuels effets de substitution qui en découleront, de la corrélation avec la qualité de l'environnement et des coûts de surveillance et de contrôle de l'application.

Le deuxième choix de conception à opérer est celui des niveaux d'imposition. L'efficience allocative exige d'imposer à un niveau différent chaque pratique selon les producteurs, de façon que chaque taxe reflète l'éventail des incidences environnementales qui découlent du recours de l'exploitant concerné à la pratique considérée. En conséquence, pour être optimal, le barème d'une taxe sur les intrants devrait prévoir des taux d'imposition qui soient à la fois propres aux exploitations et propres aux intrants, faute de quoi l'efficience en pâtirait.

Cependant, comme dans le cas des normes de moyens, il est peu probable que les organismes de réglementation disposent des informations

nécessaires pour fixer les taux d'imposition au niveau idoine (et cela soulève à nouveau d'importantes questions d'équité), de sorte que des pertes d'efficacité paraissent inévitables. Qui plus est, la combinaison de taxes propres aux exploitations et propres aux intrants risque fort d'accroître les coûts d'administration. La structure différenciée pourrait également se traduire par des opportunités d'arbitrage : les producteurs bénéficiant d'intrants faiblement imposés (engrais ou pesticides, par exemple) pourraient les revendre à d'autres producteurs situés près de chez eux et confrontés à des taxes plus élevées sur ces intrants. Les taxes sur les intrants paraissent surtout sensées lorsque seuls quelques choix sont fortement corrélés avec les résultats environnementaux et que les producteurs forment un groupe relativement homogène (permettant la définition de taux d'imposition plus uniformes). Elles présentent aussi des avantages par rapport aux taxes fondées sur les résultats lorsque les cadres de mesure des performances dont on dispose ne sont pas suffisamment fiables ou trop coûteux à utiliser.

Certains pays de l'OCDE appliquent des taxes et redevances environnementales sur les ventes d'intrants dont les effets néfastes sur l'environnement sont connus. Ainsi, diverses taxes et redevances sont actuellement perçues sur les pesticides au Danemark, en France, en Italie, en Norvège et en Suède, tandis que des prélèvements sur les engrais sont effectués en Italie, en Suède et dans certains états des États-Unis (OCDE, 2008c).

Permis négociables

Les économistes s'accordent maintenant à penser que la régulation des externalités environnementales par le marché permet souvent d'atteindre des objectifs environnementaux pour un coût social moindre que les normes traditionnelles de conception et de résultats ou les taxes environnementales. En fait, le succès des systèmes d'échanges de droits d'émissions atmosphériques aux États-Unis, des échanges en matière de volumes d'eau et des transferts de quotas de pêche (OCDE, 2002) ont conduit à envisager une utilisation plus large des marchés dans la gestion de l'environnement. Les évolutions les plus visibles à l'échelle internationale sont celles qui concernent les gaz à effet de serre (échanges de droits d'émission de carbone). Un autre domaine est largement débattu, même s'il suscite moins d'attention, celui des échanges de crédits de qualité de l'eau, en particulier dans le cadre de programmes de lutte contre la pollution de l'eau par des sources agricoles. Les États-Unis s'intéressent beaucoup et activement aux cadres d'échanges de crédits de qualité de l'eau. Ailleurs, il en existe aussi pour les marchés des nutriments et de la salinité en Australie, des nutriments au Canada, et des effluents d'élevage, qui influent sur la qualité de l'eau et

d'autres ressources environnementales, aux Pays-Bas. Des permis négociables sont envisagés également pour divers autres services écosystémiques affectés par l'agriculture. Pour des raisons de simplification, et parce que la plupart des programmes de permis négociables en rapport avec l'agriculture portent sur la qualité de l'eau, la discussion est axée dans ce document sur les marchés de la qualité de l'eau faisant intervenir des sources ponctuelles et diffuses de pollution. Pour les programmes fondés sur les marchés et concernant d'autres types d'externalités d'origine agricole, les difficultés rencontrées seraient similaires.

Les échanges de droits d'émission présentent sur le plan économique l'intérêt fondamental d'offrir un mécanisme efficace par rapport à son coût qui permet une répartition de l'effort environnemental entre les diverses sources, sans que les coûts de la lutte contre la pollution pour chacun des agents soient connus des autorités responsables de la réglementation de l'environnement. Ces échanges offrent ainsi la possibilité tout à la fois de résoudre le problème d'antisélection et d'atteindre les buts environnementaux fixés. Cependant, en raison de la complexité des problèmes agroenvironnementaux déjà mentionnée plus haut, la conception de systèmes de permis négociables capables d'apporter ces avantages dans le secteur agricole présente de grandes difficultés. Les marchés mis en place dans le cadre des dispositifs nationaux de plafonnement et d'échanges qui ont si bien réussi à maîtriser la pollution atmosphérique aux États-Unis – qui constituent dans une certaine mesure des modèles et qui sont à l'origine de l'intérêt pour les échanges de crédits de qualité de l'eau – ne sont pas crédibles dans le cas de la gestion de la qualité de l'eau. Pour que ces marchés fonctionnent, il faut en effet : (1) que les émissions puissent être comptabilisées avec précision pour chacun des émetteurs concernés, (2) qu'elles soient largement sous le contrôle de l'émetteur, et (3) que la localisation spatiale des émissions importe peu pour la réalisation de l'objectif environnemental poursuivi (Sternier, 2003, par exemple). Ces conditions de base ne sont pas propres aux problèmes de gestion de l'eau. Au contraire, il existe une incertitude relative aux sources et aux niveaux d'émissions, aux conséquences des efforts de réduction sur les émissions et aux effets des émissions de différentes origines sur la qualité de l'eau, de même qu'une complexité spatiale à petite échelle.

Il a été conseillé de procéder à des échanges de crédits de qualité de l'eau entre sources diffuses et ponctuelles pour gérer conjointement dans chaque bassin hydrographique les sources diffuses non réglementées auparavant et les sources ponctuelles, et compléter les revenus agricoles en faisant en sorte que les sources ponctuelles achètent des crédits de réduction de la pollution auprès des sources diffuses (US EPA, 2003). Ces avantages ne peuvent se concrétiser que s'il se produit des échanges. Ceux-ci sont

importants sur le marché australien de la salinité, sur les marchés néerlandais des effluents d'élevage, et dans le cadre de quelques programmes aux États-Unis. Cependant, les volumes transférés restent faibles, à quelques exceptions près. Cette situation est probablement due à la conception du marché. Les pollueurs ne vont chercher à procéder à des échanges que si les bénéficiaires qui en résultent sont suffisamment élevés pour couvrir les coûts que représentent la recherche de partenaires et la conclusion d'accords.

On peut caractériser comme suit les défis auxquels est confronté le développement des marchés de crédits de qualité de l'eau : (1) les marchés de crédits de qualité de l'eau capables de faire pleinement face, de façon efficace par rapport aux coûts, aux risques de pollution diffuse et ponctuelle de l'eau présenteront une grande complexité, peut-être impossible à surmonter ; (2) la mise en place de marchés de la qualité de l'eau de second rang capables de fournir des lieux d'échange viables, d'atteindre les objectifs de qualité de l'eau et de permettre un contrôle satisfaisant des coûts nécessitera des informations sur les coûts de la lutte contre la pollution diffuse et ponctuelle dans la conception du marché. Il s'agit d'informations que les économistes et les planificateurs estiment en général inutiles à la conception des marchés, censés résoudre au mieux les problèmes d'allocation sans s'appuyer sur ces renseignements. L'attrait fondamental des échanges de droits d'émission par rapport aux taxes environnementales ou aux normes décrites plus haut est donc certainement réduit par rapport au modèle idéal. Déterminer l'importance de cet écart est une question empirique qui nécessitera une comparaison entre les différentes conceptions. (3) Il faut recourir plus largement à l'économie dans la conception des marchés de la qualité de l'eau, et prévoir des recherches qui fassent progresser à la fois la connaissance et la politique des permis négociables.

Conception des marchés de la qualité de l'eau : problèmes fondamentaux

Au niveau le plus élémentaire, le planificateur doit mener à bien trois tâches imbriquées pour mettre au point un marché d'échanges de droits d'émission compatible avec la réalisation d'un objectif environnemental. L'accent est mis ici sur le cas particulier où le marché est conçu pour protéger une masse d'eau spécifique.

La première tâche consiste à définir la production environnementale (bonne ou mauvaise) qui constituera le « produit » à échanger sur le marché. L'un des éléments de la définition est la spécification de l'indicateur observable des résultats environnementaux (ruissellement de nutriments azotés, par exemple) auquel se rattachent les droits. L'indicateur doit

pouvoir être observé pour que l'échange soit possible, et se trouver sous le contrôle du pollueur si celui-ci doit être tenu responsable de la non-conformité. Les émissions comptabilisées constituent le « produit » habituel pour ce qui concerne les sources ponctuelles de pollution de l'eau. En revanche, il n'est pas possible dans le cas d'émissions diffuses, non observables et stochastiques par nature, de s'appuyer sur des émissions effectives pour représenter le « produit ». Il faut par conséquent se servir d'une autre construction observable pour définir le « produit » diffus transférable. Comme pour d'autres instruments agroenvironnementaux, le « produit » diffus peut être défini à partir d'une autre mesure des résultats ou à partir de l'utilisation des intrants.

La nature des droits conférés est un autre élément de la définition du « produit ». La prise en compte du droit d'échanger le « produit » est essentielle au marché pour que les efforts de réduction de la pollution soient répartis de façon efficiente entre les sources. Il est essentiel également pour la réduction des coûts que la spécification des droits offre aux pollueurs la possibilité de choisir de quelle manière se conformer aux obligations de résultats. Les gains d'efficacité risquent donc d'être réduits si des restrictions s'appliquent aux technologies susceptibles d'être utilisées pour satisfaire à une autorisation de rejet ou pour produire des crédits⁴.

La seconde tâche consiste à définir des règles spécifiques d'échange du « produit » entre différentes sources. Les règles de transfert doivent garantir que les résultats de chaque transfert du « produit » sur le plan de la qualité de l'eau sont au moins équivalents aux résultats qui seraient obtenus en l'absence de transfert. De telles règles sont nécessaires pour tenir compte du fait que les réductions des émissions provenant de différentes sources peuvent avoir des effets différents sur la qualité de l'environnement. Les divergences observées peuvent résulter de la différence d'emplacement par rapport aux masses d'eau, de la fiabilité différente des réductions promises selon les sources, et d'autres facteurs.

La troisième tâche consiste à limiter (plafonner) l'offre agrégée de « produits » pour que les droits d'émission qu'il est possible d'allouer sur le marché, compte tenu des règles de transfert, ne soient pas incompatibles avec les objectifs environnementaux et les règles définies pour les allocations initiales. La mise en place de plafonds limitant l'offre de « produits » est une condition évidente pour que les marchés répondent aux objectifs de qualité de l'eau. Les plafonds déterminent le niveau de qualité de l'eau après transfert. En association avec les règles de transfert, ils déterminent les niveaux de rareté des « produits » transférables. La rareté est un élément nécessaire de tout marché, car elle produit de la valeur et incite ainsi à échanger. Les règles d'allocation initiale sont fondamentales pour que la mise au point d'un tel programme d'échanges soit acceptable.

Cependant, le bon accomplissement de ces tâches ne garantit pas l'émergence d'un marché capable d'exploiter pleinement les possibilités de gains à tirer des transferts tout en assurant la réalisation des objectifs environnementaux. Comme dans d'autres types de transferts, certains choix influent sur les résultats économiques et environnementaux obtenus, de même que quantité d'autres questions non négligeables, comme la promotion de structures de marchés favorisant des transferts efficaces, ou le suivi et la mise en œuvre (Cason *et al.*, 2003 ; Woodward *et al.*, 2002 ; Woodward et Kaiser, 2002). La prise en compte de ces tâches fondamentales présente d'importantes difficultés sur le plan de la conception de programmes d'échanges de crédits de qualité de l'eau visant à lutter contre les pollutions diffuses.

Échanges axés sur les résultats

Comme dans le cas des normes de résultats et des taxes, le premier choix dans la conception de marchés axés sur les résultats est celui de l'indicateur particulier qui servira de « produit » diffus transférable. Les problèmes sont les mêmes à cet égard que pour les normes de résultats et les taxes : l'utilisation d'un « produit » fondé sur les résultats nécessite d'envisager la disponibilité, la fiabilité et le coût des modèles pour mesurer les résultats environnementaux au niveau des exploitations.

Pour définir le « produit » diffus, on peut se servir de réductions d'émissions estimées. C'est la méthode choisie dans le cas des programmes d'échanges de crédits de qualité de l'eau aux États-Unis. Par exemple, le programme d'échanges de crédits de nutriments de la Pennsylvanie est conçu pour réduire la charge en azote et en phosphore dans la baie de Chesapeake qui est imputable aux sources agricoles diffuses. Le Département de la protection de l'environnement de l'État a mis au point un tableur que les agriculteurs (ou des tiers) peuvent utiliser pour calculer les crédits de réduction d'azote ou de phosphore qui résultent de l'application de pratiques optimales de gestion agricole figurant sur une liste approuvée. Les crédits sont des estimations de la réduction annuelle moyenne en situation d'équilibre des niveaux acheminés vers la baie à partir d'une exploitation. Le tableur s'appuie sur des estimations des résultats de réduction des émissions d'azote découlant des pratiques optimales de gestion pour calculer la baisse de la charge en azote à l'exploitation, et applique deux facteurs du modèle de la baie de Chesapeake de l'EPA pour estimer la proportion de nutriments qui migre d'une exploitation vers la baie.

Deux aspects importants de cette approche doivent être relevés par rapport aux transferts effectifs d'émissions comptabilisées. Premièrement, il

existe une incertitude énorme concernant les résultats effectifs, sur le plan de la qualité de l'eau, des transferts individuels fondés sur des émissions modélisées. Cette incertitude est due aux erreurs de prévision des modèles de qualité de l'eau, en général assez importantes⁵. Deuxièmement, la souplesse dans le choix des méthodes de réduction, fondamentale dans le cas des échanges d'émissions, n'est pas aussi grande dans le cas d'échanges d'émissions estimées générées à partir d'une liste de technologies approuvées. Si ces listes sont utilisées, c'est parce que l'étude des effets des pratiques de gestion sur les charges polluantes n'explore généralement pas tout l'éventail des possibilités, mais se limite à un ensemble restreint de technologies connues.

Échanges axés sur les intrants

Une autre approche consiste à définir le « produit » diffus directement en termes d'intrants ou de pratiques observables « en amont » affectant les flux de pollution diffuse. De nombreux choix se combinent pour contrôler la distribution des charges de pollution diffuse à partir d'un lieu donné. Par exemple, la pollution azotée produite par une exploitation dépend de la quantité et de la nature des engrais ou des effluents appliqués, du calendrier d'application, des produits cultivés, du travail du sol et de l'utilisation de pratiques de conservation qui empêchent le ruissellement. Sur le plan théorique, il est possible de concevoir des marchés ciblant des intrants, comme les engrais, des pratiques structurelles, comme les bandes tampons, et même des technologies, comme les pratiques de travail du sol, qui influent sur la charge de pollution diffuse (Shortle et Abler, 1997 ; Shortle et Horan, 2001 ; Lankoski *et al.*, 2008a). Il n'existe pas de programmes de permis négociables aussi complexes, mais ceux qui ciblent les intrants ou les pratiques en amont sont intéressants. C'est le cas par exemple des quotas d'effluents d'élevage aux Pays-Bas. Des externalités négatives influant sur la qualité de l'air et de l'eau étaient directement liées au volume considérable d'effluents animaux produit par des systèmes d'élevage intensif par rapport à la capacité d'absorption de l'environnement, d'où la nécessité d'une baisse des volumes produits. Il a donc été proposé de mettre en place des systèmes de transferts permettant d'échanger des émissions ponctuelles contre des réductions dans l'application d'engrais et/ou des réductions des superficies nécessitant l'utilisation intensive d'engrais, ou la création de bandes tampons (Hanley *et al.*, 1997 ; Lankoski *et al.*, 2008a).

Règles d'échanges de droits

Lorsque les « produits » à échanger ont été définis, il faut décider des taux d'échange. Les émissions de sources ponctuelles comptabilisées ne

constituent pas des substituts parfaits des émissions diffuses estimées, ni des évolutions de l'utilisation des intrants diffus. En général, on définit donc des taux auxquels les crédits d'une source peuvent être échangés contre les crédits d'une autre source. Ces taux visent principalement à garantir que les échanges aboutissent à des résultats sur le plan de la qualité de l'eau qui soient équivalents ou meilleurs qu'en l'absence d'échanges. Dans ce contexte, ils sont destinés essentiellement à convertir des émissions « multi-attributs », variables quant au type, à l'emplacement, aux possibilités d'observation et au caractère stochastique, en un « produit » négociable homogène. Il faut en particulier prévoir des ajustements pour tenir compte des différents lieux de rejets dans un bassin hydrographique, qui influent sur les effets observés sur l'environnement. Les taux utilisés à cet effet sont en général des taux de transfert effectif des polluants. Un deuxième ajustement courant consiste à tenir compte de l'imperfection de la substitution entre les émissions ponctuelles et diffuses qui résulte de l'incertitude relative différente des unes et des autres.

La conception de taux d'échange permettant de tenir compte du risque lié aux sources diffuses dans le cas d'échange entre émissions et émissions estimées a été étudiée dans de nombreux travaux économiques sur les échanges d'émissions ponctuelles/diffuses (Malik *et al.*, 1993 ; Horan, 2001 ; Horan *et al.*, 2004 ; Horan et Shortle, 2005). Trois idées essentielles ont été exprimées. La première est que les taux d'échange optimaux dépendent d'autres paramètres de conception, comme les caractéristiques de base et les plafonds, et qu'il vaut mieux les choisir en même temps que ces paramètres. La deuxième est qu'il faut différencier les taux d'échange en fonction des sources pour tenir compte des différences de risque relatif. La troisième est que les taux optimaux pour gérer le risque lié aux sources diffuses peuvent être inférieurs à un.

Compte tenu de la nécessité de différencier les taux d'échange par source, il faut disposer dans un marché d'échanges optimal de taux d'échange spécifiques par source pour convertir les émissions de chaque source, ou les émissions estimées, en un produit « homogène » (Shortle et Horan, 2001). Un tel marché serait trop complexe à mettre en œuvre. On utilise des constructions plus simples en pratique. Les dispositifs les plus simples appliquent un taux de un contre un à tous les échanges entre sources similaires et un taux unique à l'ensemble des échanges entre sources ponctuelles et diffuses. Des marchés un peu plus complexes fonctionnent de la même manière à l'intérieur de chaque région ou zone particulière, mais ils appliquent des taux d'échange supplémentaires aux échanges entre zones. Pour tous ces marchés de permis non optimaux, le problème d'antisélection se pose de nouveau. En effet, le planificateur devra prévoir de quelle manière répondra le marché en présence de différents taux d'échange, et

connaître les coûts par source pour que ses prévisions soient correctes. La nécessité d'utiliser des informations privées détenues par les entreprises pour fixer les paramètres du marché réduit l'un des avantages essentiels des marchés de permis négociables.

Échanges multi-attributs

Une troisième méthode a été proposée récemment (Shortle et Horan, 2005) pour définir le « produit » diffus, sans être pleinement développée ; elle consiste à le définir comme une marchandise « multi-attributs ». Pour justifier cette proposition, les auteurs font valoir que l'échange d'émissions contre des émissions estimées, en particulier avec les taux d'échange uniformes généralement appliqués dans le cadre des programmes d'échange, limite le degré de liberté nécessaire pour gérer au mieux le risque diffus. En effet, il n'existe pas d'incitation, dans les échanges d'émissions moyennes, à contrôler la variabilité des émissions, à moins que leurs proportions ne soient fixes des deux côtés, ce qui n'est pas le cas. Les taux d'échange à utiliser pour tenir compte du risque entre sources dépendraient non seulement des types de sources, ponctuelles ou diffuses, mais aussi peut-être des technologies spécifiques utilisées pour lutter contre la pollution, puisqu'elles influeraient sur la répartition des émissions.

On s'est attaché dans ce chapitre à exposer les types de normes, de taxes et de permis qui sont disponibles pour traiter les externalités environnementales de l'agriculture, les problèmes d'information soulevés par leur application et les caractéristiques de conception qui influencent leur efficacité. Une conclusion essentielle qui se dégage de cette analyse est qu'il n'existe pas un seul type d'instrument ou une seule conception qui peut laisser espérer aux pouvoirs publics atteindre leurs objectifs agroenvironnementaux, et ce d'une façon efficace par rapport à son coût. Cela tient au fait que les répercussions physiques de l'agriculture sur les systèmes environnementaux sont complexes, que des incertitudes entourent certaines relations essentielles entre économie et environnement qui ont une influence sur les résultats environnementaux et économiques, et que les ressources et les capacités des organismes chargés de l'environnement sont limitées. En outre, la situation est encore compliquée par des considérations politiques et par d'autres touchant à l'équité.

Notes

1. Pour beaucoup, les résultats de base exposés vaudraient aussi pour les normes prévoyant une production minimum d'améliorations environnementales et les paiements/subventions accordés au titre de telles améliorations. Toutefois, les paiements/subventions peuvent avoir des effets différents sur la structure du secteur (nombre d'entreprises et échelle de production) (Baumol et Oates, 1988), et leur financement prive de ressources d'autres programmes bénéfiques pour la collectivité, ce qui peut induire des coûts sociaux supplémentaires (Alston et Hurd, 1990).
2. Cependant, la définition de normes en ce qui concerne les moyennes mérite une analyse beaucoup plus approfondie puisqu'elle soulève des questions importantes. Premièrement, elles seraient au mieux difficiles à expliquer aux exploitants agricoles et à suivre, de sorte que les coûts de transaction seront probablement élevés. Deuxièmement, cela risque d'être compliqué de les faire respecter légalement (dans le cas de réglementations) car il est généralement nécessaire de prouver le mal qui a été fait pour infliger des sanctions.
3. De fait, les normes de moyens sont aussi qualifiées de « contraignantes » ou « coercitives », car elles prescrivent en détail ce que doivent faire les producteurs pour se mettre en conformité.
4. Il s'agit là d'évidences pour l'économiste et il ne semble guère nécessaire d'en dire davantage. Il est intéressant cependant de constater que la participation aux marchés de crédits de qualité de l'eau est volontaire aux États-Unis, et que les programmes en cours prévoient que les responsables de pollutions diffuses ne sont assujettis à des limites, sous la forme des conditions de base mentionnées précédemment, que s'ils choisissent de participer.
5. L'incertitude concernant les résultats des transferts de pollution diffuse résulte de la nature stochastique de cette pollution et de l'incertitude liée au modèle. Le fait de définir le produit diffus en termes de charge moyenne annuelle en situation d'équilibre a pour effet d'établir une moyenne qui gomme la variabilité, d'où l'incertitude liée au modèle.

Chapitre 5

Questions intéressant la conception de programmes de paiements agroenvironnementaux

La plupart des pays de l'OCDE offrent des paiements monétaires aux exploitants agricoles pour les encourager à appliquer des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement, sur la base du volontariat, sans se limiter à celles qu'exige la réglementation ni à celles qui sont définies comme de bonnes pratiques agricoles. Le plus souvent, ces programmes agroenvironnementaux accordent un paiement fixe unique en demandant aux agriculteurs de se conformer à un ensemble prédéterminé de dispositions environnementales, comme la réduction du travail du sol ou la limitation de l'intensité et de la fréquence des applications d'engrais, d'effluents d'élevage et de pesticides. Cette méthode du paiement fixe pose un problème évident, puisqu'elle ne permet pas de tenir compte dans la conception et la mise en œuvre des mesures, de l'hétérogénéité des coûts de mise en conformité encourus par les exploitants et de la productivité locale des biens environnementaux. Les paiements fixes versés dans des conditions hétérogènes risquent par conséquent de réduire l'efficacité des programmes de paiements agroenvironnementaux par rapport aux coûts.

La conception et la mise en œuvre de programmes de paiements agroenvironnementaux sont rendues difficiles par l'asymétrie de l'information détenue par les exploitants et les responsables des politiques. Cette asymétrie existe lorsque les exploitants disposent d'informations (ou présentent des caractéristiques) cachées, ce qui peut conduire à des problèmes *d'antisélection* en déterminant quels exploitants agricoles s'engageront dans le programme, ou à des actions cachées, susceptible d'entraîner un *aléa moral* dans le respect de la mise en œuvre du programme par les exploitants agricoles. Deux mécanismes permettent de faire face aux problèmes d'antisélection et d'améliorer le rapport coût-efficacité des paiements agroenvironnementaux par rapport à l'approche des paiements fixes : (i) les mécanismes d'appels d'offres et (ii) les mécanismes d'autosélection. L'aléa moral peut être pris en compte au moyen de variables comme l'intensité du contrôle de la conformité, le niveau des

amendes ou sanctions, les critères de conformité observables et le niveau du paiement.

Ce chapitre commence par l'examen des asymétries de l'information qui se manifestent dans l'antisélection et l'aléa moral dans le cadre des programmes de paiements agroenvironnementaux. Il se poursuit par une brève analyse des principaux paramètres de conception des politiques en matière d'enchères environnementales. Les paramètres généraux des programmes de paiements agroenvironnementaux, tels que budget, admissibilité, filtres d'intégration aux programmes, incitations à participer et coûts de mise en œuvre et d'application, sont ensuite examinés. Le chapitre se termine par un panorama des pratiques de paiements agroenvironnementaux dans les pays de l'OCDE.

Asymétries de l'information et paiements agroenvironnementaux

La conception et la mise en œuvre de programmes de paiements agroenvironnementaux efficaces par rapport à leur coût sont difficiles en raison de l'asymétrie de l'information détenue par l'exploitant et le responsable des politiques ou l'agence de mise en œuvre. Les exploitants possèdent un avantage dans la mesure où ils disposent d'informations sur leurs pratiques de culture et leurs coûts de mise en conformité avant de conclure un contrat, et peuvent être incités à ne pas les révéler aux responsables des politiques. Dans ce contexte, il se produit un phénomène d'antisélection lorsque les exploitants dont les actions profiteraient le plus à l'environnement ne se portent pas volontaires pour participer au programme. Par exemple, les agriculteurs qui ont déjà adopté des pratiques culturales à faible intensité d'intrants sont plus incités à prendre part à des programmes de paiements agroenvironnementaux qui exigent une intensité réduite de l'utilisation d'intrants que ceux qui emploient davantage d'intrants, car les modifications à apporter aux pratiques agricoles et donc les coûts de mise en conformité sont plus faibles pour eux. En raison de ce phénomène d'antisélection, le programme risque de n'apporter que de faibles avantages environnementaux supplémentaires et de fournir une compensation excessive par rapport aux coûts de mise en conformité des agriculteurs participants. S'il était possible d'observer chaque type d'exploitant, des indemnités différentes pourraient être versées à chacun et des économies pourraient être faites sur les budgets agroenvironnementaux (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005). Toutefois, de tels programmes conçus en fonction des différentes circonstances auxquelles sont confrontés les exploitants nécessiteraient beaucoup d'informations (et auraient donc un coût de gestion élevé) et le choix de donner un paiement plus faible (ou pas de paiement) aux exploitants agricoles qui ont volontairement adopté des pratiques améliorées risque de soulever des questions d'équité puisqu'ils se

sentiraient pénalisés par rapport aux autres. Cela dissuaderait également les exploitants agricoles d'améliorer leurs pratiques de leur propre initiative en l'absence d'incitations économiques et aurait donc des effets pervers, en particulier lorsque les convictions éthiques et les opinions de la société ont un effet d'entraînement important pour l'amélioration des pratiques de gestion des exploitations agricoles (Weinberg et Claassen, 2006).

Mécanismes d'antisélection et d'autosélection

On utilise généralement des modèles de type « principal agent » (mécanismes d'autosélection) pour faire face au problème d'antisélection dans le secteur agricole (voir par exemple Wu et Babcock, 1996 ; Moxey *et al.*, 1999). Dans ces modèles, les responsables des politiques conçoivent différents contrats pour différents types d'exploitants, en adaptant le contrat de façon que chaque exploitant privilégie le contrat conçu pour sa catégorie. Cette forme de contrat est difficile à élaborer car les exploitants sont incités à ne pas révéler aux responsables des politiques à quelle catégorie ils appartiennent, ou à les induire en erreur pour bénéficier d'une meilleure combinaison de conditions environnementales et de paiements. Cependant, la contrainte dite d'autosélection permet de s'assurer que les exploitants révèlent de quelle catégorie ils relèvent à travers le choix du contrat, et ainsi de réduire l'asymétrie de l'information entre les responsables des politiques et les agriculteurs. Les contraintes d'autosélection doivent aboutir à ce que les exploitants présentant certaines caractéristiques (cultivant des terres très productives par exemple) préfèrent à tous les autres le contrat conçu pour la catégorie en question, et sont complétées par des contraintes de rationalité individuelle (contrainte de participation) garantissant que les exploitants sont au moins aussi bien lotis lorsqu'ils participent au programme que lorsqu'ils n'y participent pas. En d'autres termes, il faut que les programmes permettent au moins de compenser les coûts de mise en conformité des exploitants (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

Dans le contexte des paiements agroenvironnementaux, ces types de mécanismes d'autosélection ont été analysés en particulier par Wu et Babcock (1996), Moxey *et al.* (1999), et Glebe (2008). Cependant, malgré ces travaux théoriques et certaines applications pratiques, il n'existe pas de véritable mise en œuvre de contrats compatibles avec des incitations dans le cadre des politiques agroenvironnementales¹.

Aléa moral et mécanismes de mise en application

L'aléa moral repose sur une information imparfaite sur l'application effective des dispositions environnementales par l'exploitant ; or,

l'imperfection de l'information sur les coûts de mise en conformité des agriculteurs pourra les inciter à ne pas respecter les dispositions (tricherie) ; les agriculteurs encourant des coûts élevés de mise en conformité seront en effet plus susceptibles de tricher puisque les gains obtenus en trichant seront plus élevés que ceux des autres exploitants, alors que la sanction en cas de constatation de la non-conformité sera probablement constante (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005). Dans le cas d'un contrôle imparfait, les exploitants sont donc incités à désavouer leurs contrats pour recevoir un paiement compensateur sans supporter l'ensemble des coûts de mise en conformité prévus dans le cadre du contrat (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

Latacz-Lohmann (1998) a créé un modèle d'analyse des incitations à tricher. Son analyse montre que les responsables des politiques peuvent manipuler quatre variables du contrat pour empêcher les exploitants de tricher : (i) l'intensité du contrôle de la conformité (la probabilité de détection), (ii) le niveau de l'amende ou de la sanction encourue en cas de détection d'une violation du contrat, (iii) la sévérité des dispositions environnementales et les coûts de mise en conformité qui en résultent pour les agriculteurs, et (iv) le niveau du paiement agroenvironnemental. La propension à tricher est au plus haut lorsque les coûts de mise en conformité sont élevés par rapport au montant du paiement. Latacz-Lohmann (1998) pense que la surcompensation (montant du paiement par rapport aux coûts de mise en conformité) peut atténuer les risques de tricherie et par conséquent la nécessité d'un contrôle de la conformité. En outre, le contrôle de la conformité peut être axé plus spécialement sur les exploitants présentant des coûts élevés.

L'analyse de Lankoski *et al.* (2008b) confirme que le niveau du paiement (et par conséquent la pénalité encourue en cas de tricherie) par rapport aux gains supplémentaires obtenus en trichant joue un rôle essentiel. Leur analyse s'appuie sur des données finlandaises et montre que le niveau optimal de contrôle est très faible car les paiements agroenvironnementaux sont élevés par rapport aux revenus de la production – et par conséquent aux gains supplémentaires résultant de l'application illicite de fertilisants au-delà des limites fixées. Le taux de contrôle optimal varie en fonction de la productivité des terres mais reste inférieur à 3 % même pour les plus hauts niveaux de productivité, qui correspondent aux rendements nationaux moyens les plus élevés de l'Union européenne.

Le problème de l'aléa moral dans le contexte des politiques agroenvironnementales a aussi été analysé par Choe et Fraser (1999), Ozanne *et al.* (2001), Kampas et White (2004) et Fraser (2002). Choe et Fraser (1999) étudient les stratégies de contrôle optimal et les paiements incitatifs lorsque les exploitants peuvent exercer un effort de mise en

conformité modeste ou important et que les coûts de contrôle sont élevés. Kampas et White (2004) examinent les impacts des coûts de contrôle sur l'efficacité relative des différents mécanismes agroenvironnementaux. Fraser (2002) analyse les effets des pénalités pour non-conformité mais n'envisage pas les coûts de contrôle. Ozanne *et al.* (2001) montrent qu'une forte aversion au risque de la part des agriculteurs atténue la gravité du problème de l'aléa moral. Lorsque les exploitants présentent une aversion au risque, de faibles sanctions à l'encontre de groupes faisant l'objet de fréquents contrôles et de fortes sanctions pour les autres groupes doivent permettre d'assurer la conformité à faibles coûts ; le contrôle peut aussi être ciblé en fonction des résultats antérieurs (Fraser et Fraser, 2005). Les coûts d'application peuvent naturellement être réduits par l'emploi de nouvelles technologies comme les systèmes d'information géographique (SIG).

Mécanismes d'enchères

La théorie des enchères offre un moyen intéressant d'élargir l'approche du principal agent en tenant compte de la concurrence qui existe entre les agriculteurs désireux d'obtenir un contrat auprès du responsable des politiques. Cet instrument a récemment été appliqué à la conservation de l'environnement dans le secteur agricole (Latacz-Lohmann et Hamsvoort, 1997 ; Stoneham *et al.*, 2003 ; Vukina *et al.*, 2006). Dans le cadre des enchères de conservation, les exploitants font des offres concurrentes pour un nombre limité de contrats de conservation de l'environnement. Lorsqu'il fait une offre, l'exploitant agricole doit arbitrer entre des versements nets et la probabilité de remporter l'enchère, sachant qu'une offre plus élevée a pour effet de relever la somme nette perçue, mais diminue la probabilité de voir son offre acceptée. Aussi le système d'enchères peut-il pousser les agriculteurs à révéler l'estimation qu'ils font de leurs coûts de mise en conformité et réduire ainsi les rentes perçues par les agriculteurs bénéficiant d'asymétries d'information tout en améliorant le rapport coût-efficacité des programmes agroenvironnementaux. Toutefois, cette amélioration dépendra de l'exactitude de l'évaluation des coûts de mise en conformité par les agriculteurs et de l'application du mécanisme d'enchères. Par exemple, des exploitants agricoles peuvent encore bénéficier d'asymétries de l'information lorsqu'ils fournissent des informations pour évaluer la situation initiale de l'environnement et de leurs pratiques et il se produira des pertes d'efficacité si ils échouent à évaluer correctement leurs coûts de mise en conformité.

Les principales raisons qui incitent à utiliser des enchères de conservation sont la volonté d'améliorer l'efficacité allocative (ce sont les offres qui présentent le rapport avantages-coûts le plus élevé qui sont choisies) et l'efficacité budgétaire (optimisation des avantages

environnementaux dans le cadre d'un budget donné). Latacz-Lohmann et Schilizzi (2005) fournissent des informations et des avis détaillés sur la conception et la mise en œuvre d'enchères de conservation et les paragraphes suivants s'appuient sur leurs travaux.

En ce qui concerne la conception des mesures d'enchères de conservation, le premier choix s'effectue entre différentes *formes de paiement*. Dans le cas d'enchères discriminantes, chaque enchérisseur est payé en fonction de son enchère gagnante. Dans le cas d'enchères uniformes, les vainqueurs reçoivent le même prix de seuil qui correspond, soit à l'offre acceptée la plus élevée, soit à l'offre rejetée la plus basse. Les différentes formes de paiement affectent le comportement des agriculteurs de diverses manières. Dans le cas d'enchères discriminantes, l'enchère de l'agriculteur ne dépend pas seulement des coûts de mise en conformité qu'il devra prendre en charge, mais aussi de son estimation de l'offre la plus élevée qui puisse être acceptée. L'agriculteur est donc incité à faire une offre supérieure à ses coûts de mise en conformité pour s'assurer ainsi une rente d'information. Cette incitation est plus forte pour les exploitants dont les coûts de mise en conformité sont faibles que pour ceux dont les coûts sont élevés. La stratégie dominante de l'agriculteur en cas d'enchères discriminantes est donc celle de la surenchère, mais cette formule ne révèle pas les coûts de mise en conformité effectifs de l'agriculteur. Dans le cas d'enchères uniformes, l'agriculteur a tendance à annoncer l'estimation qu'il fait du coût de la mise en conformité mais l'offre détermine uniquement ses chances de faire partie du programme, et non le niveau du paiement. Par conséquent, cette forme de paiement révèle ces coûts de mise en conformité (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005), néanmoins les exploitants seront indemnisés en excès.

Le *prix de réserve* constitue un autre paramètre essentiel de conception des enchères ; il s'agit de la limite maximale du paiement par unité de bénéfice environnemental, qui peut être annoncée par avance ou non. Un prix de réserve renforce la concurrence entre les enchérisseurs et réduit ainsi les rentes d'information détenues par les agriculteurs, mais signale aussi le consentement maximal à payer pour les services ou les biens environnementaux offerts. L'annonce préalable du prix de réserve est problématique dans le cas d'enchères dynamiques (le Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis, par exemple) lorsque les exploitants, connaissant le niveau du prix de réserve, formulent leur offre à ce prix (Reichelderfer et Bogges, 1998 ; Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

Les enchères peuvent s'effectuer en fonction d'un budget fixe ou d'un objectif fixe. Dans le deuxième cas, un objectif chiffré a été défini (hectares de zones humides conservées par exemple) et les offres des exploitants sont

acceptées jusqu'à ce que l'objectif soit atteint. Le budget du programme reste donc ouvert jusqu'à ce que l'enchère soit terminée. L'utilisation d'enchères à objectif fixe est possible lorsque les responsables des politiques doivent satisfaire aux objectifs environnementaux (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005). Cependant, le budget fixe est une formule courante : les offres sont acceptées sur la base du rapport avantages-coût jusqu'à ce que le budget prédéfini soit épuisé. Les enchères à objectif fixe sont donc probablement plus attrayantes pour les organismes environnementaux, tandis que les ministères des finances préfèrent les enchères à budget fixe.

Les informations recueillies par les enchérisseurs posent un véritable problème dans le cadre des enchères dynamiques (à plusieurs tours). Les responsables des politiques ne devraient donc pas diffuser d'information sur les offres maximales ou moyennes acceptables ou sur la répartition des offres reçues aux tours précédents. Il est possible d'atténuer ce problème en modifiant les règles des enchères à chaque tour pour créer une incertitude parmi les enchérisseurs (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

L'un des aspects essentiels des enchères de conservation est le système d'évaluation des offres (filtre de participation). Comme les pratiques environnementales des exploitants apportent en général des avantages multiples, il faudrait adopter un système de notation des offres à critères multiples pour avoir une idée d'ensemble des avantages environnementaux de l'offre. C'est le cas par exemple de l'EBI (indice de bénéfice environnemental) du Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis, ainsi que de l'indice de qualité de la biodiversité utilisé dans le cadre du programme BushTender en Australie.

Bien que les enchères de conservation constituent une approche novatrice et prometteuse des problèmes agroenvironnementaux, elle soulève d'importantes réserves auxquelles il faut réfléchir avant de recourir à cette solution à grande échelle. Divers auteurs mettent en particulier l'accent sur les coûts de transaction liés aux politiques qui risquent d'augmenter pour les pouvoirs publics comme pour les agriculteurs (OCDE, 2007c). Ces coûts plus élevés risquent de réduire le nombre de postulants parmi les agriculteurs, donc la concurrence, et par conséquent l'efficacité de l'enchère. Heimlich (2005) a cependant estimé que les coûts de transaction du Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis représentaient 3 % des dépenses la première année et 1 % seulement les années suivantes.

En outre, les enchères stratégiques et la collusion réduisent l'efficacité des enchères. Il est généralement admis que les enchères ne sont pas adaptées aux biens et services environnementaux locaux à petite échelle, car plus le nombre d'acheteurs potentiels est faible et le niveau de concurrence

des offres bas, et plus le risque de collusion et d'enchères stratégiques est élevé (OCDE, 2007c). De plus, les enchères à un seul tour sont préférées aux enchères à plusieurs tours ; en effet, les avantages en termes d'efficacité des enchères statiques sont amoindris dans des conditions dynamiques, lorsque les enchérisseurs se procurent des informations sur le prix de réserve ou de clôture (voir par exemple Stoneham *et al.*, 2004 ; Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005 ; Hailu et Schilizzi, 2004). La modification de la pondération des critères multiples d'un tour à l'autre devrait cependant faire diminuer ces enchères stratégiques.

Les avantages des enchères sur le plan de l'efficacité par rapport aux coûts varient fortement. Les enchères de conservation, employées par le Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis, ont aussi été utilisées en Australie, notamment dans le cadre du programme BushTender, analysé par Stoneham *et al.* (2003) et du *World Wildlife Fund* (enchère pour la reconstitution des paysages), analysé par White et Burton (2005). Stoneham *et al.* (2003) et White et Burton (2005) font état d'avantages considérables des enchères sur le plan de l'efficacité par rapport aux paiements fixes uniformes. Stoneham *et al.* estiment que ces avantages sont supérieurs de 700 % – c'est-à-dire que les enchères de conservation ont apporté sept fois plus d'avantages sur le plan de la biodiversité, au premier tour, qu'un dispositif de paiement fixe doté du même budget. Cependant, les coûts de transaction de ces enchères ont été estimés à 50-60 % des dépenses au premier tour. White et Burton estiment que les gains d'efficacité sont compris entre 200 et 315 % au premier tour. Latacz-Lohmann et van der Hamsvoort (1997) font état de gains d'efficacité compris entre 16 et 29 %. Connor *et al.* (2008) utilisent des données d'enchères de Catchment Care (bassin d'Onkaparinga en Australie méridionale), sous pli scellé, au premier prix, et discriminantes, et simulent différentes enchères et différentes politiques de paiements différenciés et de paiements fixes. Avec le même budget, il apparaît qu'un paiement fixe uniforme donne 56 % des avantages environnementaux estimés obtenus au moyen d'enchères. Les gains d'efficacité réalisés dans le cas des enchères proviennent de la classification des offres au moyen de l'EBI plutôt que de la réduction des rentes d'information.

Comme les données empiriques sur les résultats des enchères ne permettent pas encore de tirer des conclusions définitives, il est nécessaire de procéder d'abord à des enchères expérimentales en laboratoire avec les parties intéressées et à des essais sur le terrain à échelle réduite, avant de mettre en place des enchères de conservation à grande échelle (Latacz-Lohmann et Schilizzi, 2005).

Paramètres généraux de conception et de mise en œuvre des politiques

Les résultats environnementaux et économiques des programmes de paiements agroenvironnementaux dépendent essentiellement de plusieurs paramètres de conception des politiques qui influenceront sur les candidatures des agriculteurs et sur les offres qui seront acceptées. La conception d'un programme de paiements agroenvironnementaux nécessite : (i) de déterminer quels agriculteurs, quelles parcelles de terre et quelles pratiques sont les plus susceptibles de répondre aux objectifs du programme au moindre coût, et (ii) de définir des critères d'admissibilité, des incitations et des filtres de participation pour que ce soient les agriculteurs visés qui postulent (Cattaneo *et al.*, 2005). Les responsables des politiques disposent ainsi de différents paramètres de conception pour attirer les « bons » participants, c'est-à-dire les agriculteurs susceptibles d'apporter la contribution la plus intéressante aux objectifs du programme. Ces paramètres, en particulier le budget, les critères d'admissibilité, les filtres de participation, les incitations ou le type de paiement, et le contrôle des coûts administratifs et de la mise en conformité, sont étudiés en détail ci-dessous. Il convient de noter que la vulgarisation agricole, la fourniture d'information et la communication sont également d'importants paramètres de conception.

Budget du programme

Lorsque les dépenses agroenvironnementales sont limitées par le budget (ce qui n'est pas toujours le cas), on peut adopter une autre définition de l'efficacité par rapport aux coûts, « l'efficience budgétaire », en optimisant les avantages environnementaux obtenus avec un budget donné (voir Cattaneo *et al.*, 2005). L'efficience budgétaire n'est pas un reflet parfait de l'efficacité par rapport aux coûts au sens habituel, car l'optimisation des avantages environnementaux compte tenu de contraintes budgétaires nécessite à la fois une réduction des coûts de mise en conformité des agriculteurs et une réduction des paiements de transfert aux agriculteurs. Par conséquent, contrairement à ce qui se passe avec les critères classiques d'efficacité par rapport aux coûts, les paiements aux agriculteurs constituent un enjeu de l'efficience budgétaire, car ils réduisent le budget disponible pour le renforcement des avantages environnementaux (Cattaneo *et al.*, 2005). Le système des appels d'offres concurrentiels pour l'octroi de paiements agroenvironnementaux permet en général de tirer parti au mieux d'un budget limité afin d'obtenir des avantages environnementaux plus importants qu'avec un paiement fixe. L'efficacité des appels d'offre augmente lorsque la priorité qui leur est accordée dépend de la mesure des avantages environnementaux.

Critères d'admissibilité

Les critères d'admissibilité déterminent quels sont les producteurs habilités à demander à bénéficier du programme et quelles pratiques ils pourront utiliser. Ils peuvent servir à cibler les agriculteurs, les parcelles et les pratiques les mieux à même de produire des avantages environnementaux de manière efficace par rapport aux coûts. Il peut s'agir de critères étroits ou larges, qui se fondent sur des facteurs très divers, comme le type d'exploitation (élevage ou cultures), les caractéristiques des terres (cultures en pente et risques d'érosion par exemple), l'utilisation des terres et la couverture des sols (céréales ou pâturages par exemple), les pratiques (gestion des nutriments et travail réduit du sol par exemple) et la situation géographique. Des critères d'admissibilité larges aboutiront à un vaste ensemble de candidats qui pourra être réduit par l'utilisation de différents filtres (Cattaneo *et al.*, 2005). Un important vivier de candidats peut être intéressant sur le plan de l'efficacité par rapport aux coûts, du fait de la probabilité plus grande d'attirer ainsi les agriculteurs susceptibles d'apporter la meilleure contribution aux objectifs du programme. Cependant, si les candidats sont nombreux et le budget limité, les candidatures rejetées seront plus nombreuses, ce qui risque de décourager les agriculteurs de postuler à d'autres programmes agroenvironnementaux par la suite (Cattaneo *et al.*, 2005).

Filtres de participation et incitations financières

Si les critères d'admissibilité sont larges, le responsable des politiques devra utiliser un filtre pour choisir les participants adéquats, par exemple sur la base du rapport avantages-coûts de la demande. Les filtres utilisés peuvent se fonder sur les résultats, sur les coûts ou sur un appel d'offres.

En cas de filtrage fondé sur les résultats, les agriculteurs sont payés en fonction des résultats environnementaux mesurés ou des avantages générés (par exemple au moyen d'indicateurs, comme l'indice des bénéfices environnementaux EBI). Si les agriculteurs sont payés en fonction de leurs résultats, alors même les agriculteurs qui ont déjà atteint le résultat donné seront inclus, mais ils seront exclus si le paiement est accordé uniquement en fonction des améliorations réalisées. Dans ce dernier cas, il devrait y avoir plus d'avantages environnementaux pour le même budget mais les coûts de transaction seront probablement supérieurs (étant donné la nécessité de recueillir des données sur les pratiques historiques), il se peut que certains producteurs abandonnent les bonnes pratiques pour avoir droit au paiement, et les programmes pourront être considérés comme inéquitables (Weinberg, 2006).

Le filtrage fondé sur les coûts s'applique aux paiements fixes (EUR/USD/ha) et peut être proportionnel au coût effectif de mise en conformité (programmes de cofinancement) ou à un coût de mise en conformité estimé (coût de mise en conformité moyen de la gestion des nutriments ou de la création de bandes-tampons par exemple). Ce type de filtrage ne peut donner de résultat efficace par rapport au coût que si les avantages environnementaux et les coûts de mise en conformité sont en forte corrélation négative (Babcock *et al.*, 1997 ; Wu *et al.*, 2001 ; Cattaneo *et al.*, 2005).

Le filtrage fondé sur un appel d'offres donne un bon rapport coût-efficacité lorsqu'il est associé à un filtrage fondé sur les résultats. Dans le cadre du Programme de mise en réserve des terres fragiles (CRP), par exemple, on choisit les participants en se servant du filtrage par les résultats au moyen de l'EBI, combiné à des appels d'offre. Ce ciblage en fonction des avantages et des coûts permet aux responsables des politiques de classer et de choisir les participants sur la base du rapport avantages-coûts de leurs offres (l'EBI représente alors les avantages obtenus et l'offre de l'agriculteur représente les coûts)². Si l'appel d'offres fait intervenir la concurrence, il pousse les agriculteurs à révéler leurs coûts de mise en conformité estimés et réduit ainsi les rentes perçues par ceux qui bénéficient d'asymétries d'information tout en améliorant le rapport coût-efficacité des programmes agroenvironnementaux. Il optimise donc les avantages environnementaux par paiement au titre du programme, mais influe peu sur les revenus agricoles puisqu'il ne couvre que les coûts de mise en conformité (Cattaneo *et al.*, 2005).

Les filtres de participation et les incitations financières agissent donc conjointement dans le choix des participants, en particulier lorsque les critères d'admissibilité sont larges.

Coûts administratifs (ou coûts de transaction liés aux politiques) et contrôle de la conformité

Bien que le ciblage des coûts et des avantages au moyen du filtrage des résultats environnementaux combiné à des appels à la concurrence ou à des paiements différenciés puisse apporter une plus grande efficacité budgétaire que les approches centrées sur des paiements fixes, il faut pondérer les avantages tirés du ciblage en fonction de l'accroissement possible des coûts administratifs du programme, de la perte d'avantages auxiliaires (coûts de dissociation) et de la prise en considération des questions d'équité. L'amélioration de la précision de l'instrument utilisé augmente la part que représentent les coûts de transaction liés aux politiques (CTLP) dans les paiements (Vatn, 2002). Cependant, même si les coûts administratifs des

paiements ciblés sont plus élevés en pourcentage des transferts que ceux des paiements non ciblés, les coûts administratifs totaux ne sont pas nécessairement supérieurs, et, souvent, les coûts totaux de l'obtention des résultats attendus d'une politique peuvent être plus faibles pour des paiements bien ciblés, comme l'a montré l'OCDE (2007b).

Le responsable des politiques dispose de plusieurs variables pour assurer la conformité, comme l'intensité du contrôle de la conformité, la probabilité de détection, et le niveau de sanction en cas de détection de non-conformité. En outre, lorsque les pratiques choisies pour assurer la conformité sont de différents types, le responsable des politiques doit se demander si elles sont faciles à contrôler, et si leur respect par l'agriculteur peut être surveillé. La création et la gestion de bandes tampon, par exemple, sont faciles à observer, tandis que le calendrier d'application de nutriments ou de pesticides et les volumes appliqués sont extrêmement difficiles et coûteux à surveiller (Johansson, 2002).

Rapport coût-efficacité des programmes fondés sur les résultats et des programmes fondés sur les pratiques

Cattaneo *et al.* (2005) se servent de modèles de simulation empirique pour évaluer comment différentes conceptions de programmes de paiements agroenvironnementaux concernant des terres cultivées influent sur les bénéfices des agriculteurs, le bien-être des consommateurs et les performances environnementales. Pour évaluer ces performances, ils créent un indice environnemental agrégé (AEI) similaire à l'EBI utilisé par l'USDA pour noter les contrats dans le cadre du CRP. Les différentes conceptions de programmes analysées sont les suivantes : (i) différents types de politiques fondées sur les pratiques, offrant des paiements fixes d'incitation destinés aux agriculteurs qui mettent en œuvre des pratiques environnementales qui remplissent les conditions requises, (ii) différents types de politiques fondées sur les résultats qui prévoient, soit des paiements en fonction des résultats, soit des paiements fondés sur un appel d'offres combiné à des filtres de résultats. Ils concluent que, pour un budget donné, les paiements fondés sur les résultats et sur un appel d'offres donnent des performances environnementales bien supérieures à celles des paiements au titre des pratiques. Avec un budget de 1 milliard USD, le programme fondé sur les résultats et combiné à un appel d'offres a permis d'améliorer les performances environnementales de plus de 15 % par rapport aux systèmes de production en cours ; les paiements fondés sur les résultats sans appel d'offres ont permis de les améliorer de 12 %, les paiements au titre des pratiques³ de 1 % seulement. Lorsque le coût du programme est mesuré par point de l'indice environnemental agrégé, le programme fondé sur les

résultats avec appel d'offres aboutit à des améliorations environnementales au coût moyen de 6 USD par point agrégé, les paiements fondés sur les résultats sans appel d'offres au coût moyen de 8 USD et les paiements au titre des pratiques au coût de 17 USD (en cas d'adoption de nouvelles pratiques) et de 73 USD (lorsque les pratiques déjà en vigueur sont prises en compte en plus des pratiques nouvelles).

Weinberg et Claassen (2006) utilisent le même cadre de simulation et concluent qu'un programme fondé sur les pratiques doté d'un budget de 1 milliard USD permettrait d'obtenir les mêmes avantages environnementaux qu'un programme fondé sur les résultats doté d'un budget de 200 millions USD seulement. Cette différence s'explique par deux facteurs importants pour la conception de politiques efficaces par rapport à leurs coûts : l'hétérogénéité et la flexibilité environnementales. Les programmes fondés sur les résultats allouent des paiements aux exploitations qui présentent les avantages les plus importants sur le plan de l'environnement, et apportent la flexibilité nécessaire aux producteurs pour adapter leur gestion environnementale à leur propre répartition des ressources. Il faut noter que les coûts administratifs ou coûts de transaction liés aux politiques des programmes fondés sur les pratiques et fondés sur les résultats n'ont pas été pris en compte dans l'analyse en raison du manque de données.

Notes

1. Lichtenberg (2002) ainsi que Latacz-Lohmann et Schilizzi (2005), par exemple, analysent l'applicabilité effective de ces types de contrats compatibles avec des incitations.
2. Dans le cas du Programme de mise en réserve des terres fragiles, l'indice EBI global associe avantages environnementaux et coûts du contrat. C'est le cas également des « indices d'offre » utilisés dans le cadre du programme EQUIP (Environmental Quality Incentives Program). Cependant, les deux ont été séparés dans ce chapitre, dans un souci de clarté de l'examen des avantages et des coûts.
3. Cette section adopte la notation utilisée par Cattaneo *et al.* Toutefois, dans cette étude, les programmes axés sur les pratiques sont qualifiés de programmes « axés sur les moyens ».

Chapitre 6

Panoplies de mesures agroenvironnementales : tour d’horizon des paramètres de conception

L’ouvrage *Politiques de l’environnement : Quelles combinaisons d’instruments ?* (OCDE, 2007d) examine de manière approfondie l’efficacité économique et l’efficacité environnementale du recours à des panoplies d’instruments plutôt qu’à des instruments isolés. Les principaux arguments en faveur de l’utilisation de telles panoplies sont les suivants : (i) beaucoup de problèmes d’environnement sont d’une grande complexité, de sorte que ce n’est pas seulement le volume des émissions qui importe, mais aussi l’endroit où elles sont produites et le moment auquel elles interviennent ; (ii) de nombreux instruments sont de nature à se renforcer mutuellement ; et (iii) les combinaisons d’instruments peuvent aussi parfois améliorer l’application effective des dispositions en vigueur et réduire les coûts de transaction liés aux politiques. Cela étant, il y a aussi des facteurs qui plaident en faveur d’une limitation du nombre d’instruments employés en combinaison. Par exemple, il est possible qu’un des instruments entrave inutilement la recherche d’une solution peu coûteuse à un problème alors qu’un autre instrument aurait permis d’aboutir à une telle solution s’il avait été appliqué seul. Dans d’autres cas, certains des instruments sont redondants et ne font qu’augmenter les coûts de transaction liés aux politiques (OCDE, 2007d).

Ce chapitre présente pour commencer un bref tour d’horizon des panoplies d’instruments visant la pollution diffuse d’origine agricole. Il propose ensuite un aperçu des aspects généraux intéressant la conception de politiques d’écoconditionnalité. Ces deux sujets ont été largement analysés par l’OCDE.

Panoplies d’instruments visant la pollution diffuse d’origine agricole

Sachant qu’aucun instrument analysé jusqu’ici n’est susceptible d’être clairement préférable à tous les autres dans toutes les conditions, la stratégie optimale peut consister à utiliser une panoplie d’instruments. On peut, par

exemple, employer des instruments économiques en combinaison avec des règlements ou des instruments d'information, ou encore avec d'autres instruments économiques (Weersink *et al.*, 1998). Selon Braden et Segerson (1993), les problèmes d'information qui se posent dans le cadre de la lutte contre la pollution diffuse donnent à penser que, selon toute vraisemblance, aucun instrument n'est en mesure de produire seul un résultat donné de façon efficace par rapport au coût. Par conséquent, il peut être préférable de recourir à une panoplie de mesures pour s'attaquer à la pollution due aux sources diffuses. En d'autres termes, les problèmes d'information inhérents à la lutte contre la pollution diffuse justifient d'un point de vue théorique l'utilisation d'instruments en combinaison lorsqu'ils sont inefficients employés isolément.

Si les travaux de recherche théorique sur les panoplies d'instruments sont peu abondants, on dispose néanmoins de ceux de Braden et Segerson (1993) et de Shortle et Abler (1994). Braden et Segerson (1993) ont analysé la possibilité d'appliquer simultanément plusieurs instruments pour compenser l'information imparfaite dans le contexte de la pollution diffuse. Ils ont montré qu'il pouvait être de fait plus efficace de recourir à plusieurs instruments plutôt qu'à un seul en situation d'information imparfaite. Cependant, l'efficacité des instruments employés en combinaison dépend des interactions entre les intrants associés à la pollution dans le processus de production et de pollution. Pour être efficaces, les instruments doivent se compléter et non se neutraliser.

Pour leur part, Shortle et Abler (1994) ont analysé une panoplie d'instruments composée de taxes, de subventions et de permis d'utilisation d'intrants polluants que doivent détenir les exploitants et qu'ils peuvent échanger entre eux. Dans ce système, les exploitants paient une taxe s'ils utilisent davantage d'intrants que l'autorise le permis (ou perçoivent une subvention s'ils en utilisent moins). Les auteurs montrent qu'un système mixte permet de réaliser des économies sur les coûts d'information par rapport à l'application de taxes sur les intrants non linéaires spécifiques aux entreprises lorsque les effluents sont stochastiques (dépendants de la météo) et non observables.

Selon Segerson (1990), la meilleure façon pour les pouvoirs publics de s'attaquer à la pollution d'origine agricole peut consister à combiner plusieurs instruments incitatifs et réglementaires. Pour choisir les instruments particuliers, il convient de mettre en balance les multiples objectifs qui se rapportent à des critères tels que le rapport coût-efficacité, l'efficacité environnementale et l'applicabilité administrative. Une panoplie de mesures destinée à concilier ces impératifs répond nécessairement de façon imparfaite à chacun des critères. Il convient cependant de l'évaluer comme une solution de compromis face aux problèmes d'environnement auxquels il est impossible d'apporter une solution simple.

Sur la base de l'information reçue des pays membres en 2004, l'OCDE a donné un aperçu des objectifs et des moyens d'action adoptés pour lutter contre le ruissellement des éléments nutritifs et des pesticides (OCDE, 2007d). En tout, 93 objectifs nationaux ont été recensés dans les réponses : 44 concernaient le ruissellement des éléments nutritifs, 35 celui des pesticides et 14 les deux. En outre, 346 instruments au total ont été cités dans les réponses : 198 concernaient le ruissellement des éléments nutritifs, 119 celui des pesticides et 29 les deux. Aussi bien dans le domaine du ruissellement des éléments nutritifs que dans celui de l'utilisation des pesticides, les instruments réglementaires étaient les plus couramment utilisés par les pays membres ayant répondu au questionnaire, représentant respectivement 82 et 57 des instruments mentionnés. Les instruments économiques étaient quant à eux les plus fréquemment employés pour agir dans les deux domaines à la fois. Les instruments d'information étaient également assez répandus, puisqu'ils étaient au nombre de 39 dans le cas de l'utilisation de pesticides et de 43 dans celui du ruissellement des éléments nutritifs. Les instruments économiques étaient dominés par différents types de subventions. Dans l'ensemble, les taxes et les redevances étaient cantonnées dans un rôle secondaire, les gouvernements ne s'attachant guère à faire payer les pollueurs pour lutter contre la pollution diffuse d'origine agricole.

La publication OCDE (2007d) analyse les combinaisons d'instruments ciblant les sources diffuses de pollution de l'eau en agriculture dans quatre pays : Danemark, Pays-Bas, Royaume-Uni et États-Unis (baie de Chesapeake). S'agissant du Danemark, des études distinctes ont été consacrées aux combinaisons d'instruments visant le ruissellement d'azote, le ruissellement de phosphore et l'utilisation des pesticides. Les combinaisons d'instruments mises en œuvre dans les domaines de l'utilisation de pesticides et du ruissellement d'éléments nutritifs ont été analysées s'agissant du Royaume-Uni, tandis que les études de cas relatives aux Pays-Bas et aux États-Unis n'ont concerné que le ruissellement d'éléments nutritifs. Parmi les pays étudiés, le Danemark et les Pays-Bas ont enregistré grâce aux combinaisons d'instruments appliquées une importante amélioration environnementale, puisque les données de l'OCDE sur le bilan d'azote (pour la période 1985-2004) montrent que leur excédent d'azote par hectare a diminué. Ces deux pays ont également connu une amélioration du bilan de phosphore par hectare entre 1985 et 2004. Par ailleurs, l'utilisation de pesticides a reculé dans des proportions plus importantes au Danemark, où les pouvoirs publics ont appliqué entre autres des mesures fiscales, qu'au Royaume-Uni, qui s'en est davantage remis à des approches volontaires.

Écoconditionnalité¹

Dans les pays de l'OCDE, trois arguments principaux sont invoqués pour justifier l'écoconditionnalité : le soutien des revenus agricoles peut paraître plus acceptable à la société si les exploitants se voient imposer des obligations en matière d'environnement ; les paiements de soutien des revenus peuvent être mis à profit pour assurer un meilleur respect des prescriptions environnementales ; les coûts de transaction liés aux politiques peuvent être abaissés. Si l'écoconditionnalité implique toujours qu'un lien est établi entre plusieurs paramètres, ses modalités varient selon les pays de l'OCDE. Néanmoins, au moins deux conditions doivent être remplies pour qu'un mécanisme d'écoconditionnalité puisse être mis en place : il existe un système de soutien des revenus qui peut être mis à profit pour amener des exploitants particuliers à respecter des prescriptions environnementales, dans la mesure où on ne peut pas établir un lien entre les mécanismes généraux de soutien des prix du marché (comme les mesures aux frontières) et le respect de ces prescriptions (sauf à aboutir à une application uniforme à l'ensemble des exploitants) ; et il existe des « niveaux de référence » explicites ou implicites qui déterminent la responsabilité respective des exploitants et de la société à l'égard de la production de services environnementaux, et donc la répartition des coûts correspondants entre les premiers et la seconde (par le biais des instruments de la politique).

Les mécanismes d'écoconditionnalité sont certes un moyen efficace d'atteindre des objectifs fixés par les pouvoirs publics, mais ils ne constituent peut-être pas le moyen le plus efficace par rapport à son coût lorsque les paiements de soutien ont pour but principal d'assurer le respect de normes environnementales. D'autres dispositions peuvent alors présenter un meilleur rapport coût-efficacité, comme les réglementations environnementales et les sanctions et redevances connexes qui visent l'ensemble des agriculteurs, qu'ils bénéficient ou non d'autres paiements de soutien ; les paiements de soutien des revenus agricoles qui s'appliquent à tous les agriculteurs ou à un groupe cible ; et les paiements agroenvironnementaux qui concernent les agriculteurs éligibles dont la production de services environnementaux va au-delà de ce que la société attend d'eux.

Les mécanismes d'écoconditionnalité instituent un lien en vertu duquel les exploitants sont tenus de remplir des conditions données pour pouvoir prétendre à un soutien ou à des paiements agricoles. Dans tous les pays qui les utilisent, un lien est ainsi établi entre plusieurs paramètres : dans l'Union européenne (annexe B) et en Suisse, les agriculteurs ne respectant pas la réglementation environnementale (obligatoire) peuvent se voir privés de paiements de soutien ; dans d'autres pays, tels que les États-Unis, où l'objectif premier est le soutien des revenus agricoles, les exploitants

doivent remplir différentes conditions en rapport avec leurs performances ou leurs pratiques environnementales pour pouvoir prétendre à des paiements. En ce qui concerne les paiements agroenvironnementaux, l'objectif principal est d'atteindre un niveau de performances donné en matière d'environnement, et pour en bénéficier, les agriculteurs doivent de leur propre initiative respecter certaines conditions.

En conditionnant l'octroi de paiements de soutien à l'agriculture au respect de réglementations ou de critères environnementaux, les mesures d'écoconditionnalité peuvent contribuer à améliorer les performances environnementales de l'agriculture par rapport à une situation où des paiements d'un montant et d'une structure identiques sont octroyés sans conditions. Cependant, la comparaison entre différentes méthodes d'écoconditionnalité ou entre l'écoconditionnalité et l'application d'autres approches et panoplies de mesures pour atteindre des objectifs en matière de revenu agricole et d'environnement revêt un caractère empirique, et le résultat dépend du cadre de référence choisi. Cette évaluation n'a pas encore été entreprise par l'OCDE.

Un document sur l'écoconditionnalité dans le secteur agricole, (OCDE, 2010a) examine les choix de mesures permettant de fournir un soutien au revenu et d'améliorer la performance environnementale. Ces options peuvent être considérées comme constituant un continuum de l'action gouvernementale le long duquel les objectifs environnementaux dominent de plus en plus, aux dépens d'autres objectifs de transfert de revenus aux exploitants agricoles. Un déplacement le long de ce continuum implique un ciblage plus étroit des résultats environnementaux et donc une plus grande efficacité environnementale, mais entraîne éventuellement une perte d'efficacité au regard des autres objectifs du soutien. L'OCDE a analysé l'efficacité et le rapport coût-efficacité de cinq programmes simplifiés prévoyant tant des mécanismes d'écoconditionnalité (écoconditionnalité obligatoire, volontaire et volontaire avec objectifs environnementaux ciblés) que des paiements agroenvironnementaux avec appel d'offres pour l'obtention de contrats (en fonction des coûts de mise en conformité et en fonction des avantages environnementaux). L'analyse présentée dans l'étude *Agriculture, échanges et environnement – Le secteur des grandes cultures* (OCDE, 2005a) montre que l'écoconditionnalité est efficace par rapport au coût supplémentaire qu'elle occasionne et permet donc d'obtenir des gains environnementaux pour un faible coût supplémentaire. Cela étant, si ses critères sont définis de façon à produire d'importantes améliorations environnementales, alors certains producteurs enregistrent une perte de revenu (si le rattachement au programme est obligatoire) ou quittent le programme (si la participation est volontaire). En outre, l'amélioration des performances environnementales de l'écoconditionnalité nécessite

généralement un meilleur ciblage des producteurs et des objectifs environnementaux, de manière que l'objectif de soutien des revenus soit subordonné aux seconds.

Des mesures d'écoconditionnalité ont été mises en œuvre dans plusieurs pays de l'OCDE, dont les pays de l'UE, la Norvège, les États-Unis, la Suisse et, plus récemment, la Corée.

L'encadré 6.1 fournit une liste récapitulative des critères à prendre en compte pour évaluer les avantages et les inconvénients potentiels des mécanismes d'écoconditionnalité.

Encadré 6.1. Liste récapitulative de critères pour peser les avantages ou les inconvénients de l'écoconditionnalité

Cohérence des politiques

- plus grandes synergies entre les politiques agricoles et environnementales ;
- attitude favorable de l'opinion publique à l'égard du soutien des revenus dispensé aux exploitants agricoles, puisque celui-ci est subordonné au respect de prescriptions environnementales ; et
- poursuite des réformes des politiques agricoles, lorsque ces réformes dépendent du respect de normes environnementales.

Participation des producteurs

- implication de producteurs qui autrement n'auraient pas participé volontairement ;
- participation à des programmes agroenvironnementaux volontaires assortis de conditions plus strictes et assurant un meilleur respect de la législation ;
- perception par les producteurs de la compensation des efforts fournis pour générer des avantages environnementaux, lorsqu'ils sont capables de faire le lien entre le respect des conditions réglementaires et le versement des paiements.

Performances agroenvironnementales

- application du principe pollueur-payeur dans le secteur agricole ;
- prise de conscience par les exploitants agricoles des conséquences environnementales de leurs actions, en particulier si l'écoconditionnalité est juridiquement contraignante ;
- moyen de pression offert par l'octroi de paiements (ou par la menace de l'arrêt des paiements) pour inciter les agriculteurs à se conformer à la législation en vigueur, ainsi qu'aux codes de bonnes pratiques lorsque ceux-ci font partie des critères d'écoconditionnalité ;
- nombre de producteurs qui ne peuvent bénéficier de paiements de soutien et qui mettent en œuvre des pratiques bénéfiques pour l'environnement ;

(encadré 6.1. suite)

- possibilité de respecter des normes minimales d'environnement sans paiement supplémentaire lorsque les normes définissent le cadre de référence de mesures agroenvironnementales ;
- équilibre des obligations environnementales dans le cas où les obligations liées à l'écoconditionnalité vont au-delà de celles des réglementations, si certains secteurs bénéficient de paiements de soutien à l'agriculture et d'autres n'en bénéficient pas ;
- caractère certain des résultats pour l'environnement si les mesures d'écoconditionnalité sont plus générales et moins ciblées en fonction de la situation de chaque exploitation ;
- performances environnementales si les paiements de soutien à l'agriculture sont contracycliques, compte tenu de la relation inverse qui existe entre les incitations économiques et environnementales ;
- performances environnementales si des exigences homogènes s'appliquent à tous les exploitants alors que chaque exploitant a des coûts de mise en conformité différents.

Coûts de transaction

- possibilité d'obtenir un niveau donné de qualité de l'environnement en réalisant des économies sur les coûts administratifs et les coûts de transaction liés aux politiques, par rapport à un système où le soutien des revenus agricoles, les réglementations environnementales et les paiements agroenvironnementaux sont administrés séparément ;
- coûts de surveillance lorsque les mesures d'écoconditionnalité font l'objet d'un ciblage précis en fonction de la situation de chaque exploitation, bien qu'il soit possible que les coûts administratifs et de suivi soient inférieurs en présence de mesures sectorielles ;
- incitation à l'amélioration de l'environnement au moyen de pénalités financières pour non-respect si les conditions de mise en conformité ne font pas partie des exigences réglementaires ; et
- coûts administratifs et de surveillance si les critères d'écoconditionnalité prennent en compte l'hétérogénéité des coûts de mise en conformité.

Source : Écoconditionnalité dans le secteur agricole (OCDE, 2010a).

Note

1. Cette section repose sur le document « Écoconditionnalité dans le secteur agricole », (OCDE, 2010a).

Chapitre 7

Politiques agroenvironnementales des pays de l'OCDE¹

La panoplie des instruments agroenvironnementaux appliqués par les pays de l'OCDE pour atteindre leurs divers objectifs en matière d'environnement prend en compte plusieurs aspects, en particulier : (i) la démarche politique globale du secteur ; (ii) les problèmes environnementaux spécifiques et leurs liens perçus avec les activités agricoles ; (iii) la nature des droits de propriété liés à l'utilisation des ressources naturelles (terres, eau) ; et (iv) les inquiétudes de la société liées aux problèmes environnementaux. De plus, des mesures de « persuasion » sont destinées à changer les perceptions et priorités du cadre de décision des agriculteurs en relevant le niveau de sensibilisation et de responsabilité environnementales.

Les *réglementations environnementales (exigences réglementaires)* sont au cœur des politiques mises en œuvre face aux problèmes environnementaux en agriculture. Tous les pays de l'OCDE mettent en œuvre des politiques et/ou des mesures réglementaires pour éviter l'impact négatif de l'agriculture sur l'environnement. La plupart de ces réglementations sont liées à l'utilisation (stockage, manipulation et application aux plantes et aux animaux) d'intrants agricoles (pesticides, engrais industriels, fumier) qui sont susceptibles d'avoir sur l'environnement des effets négatifs (pollution des sols, de l'eau et de l'air). Ces exigences réglementaires vont de l'interdiction pure et simple, à l'établissement de normes relatives aux intrants et d'exigences quant à l'utilisation des ressources. La plupart de ces réglementations sont appliquées à l'échelle du secteur agricole. Mais dans les zones présentant un intérêt environnemental plus grand (réserves naturelles), les zones de captage de l'eau potable, les zones écologiquement sensibles ou à proximité des zones à forte densité de population, des réglementations supplémentaires peuvent s'appliquer. Au fil des ans, ces exigences réglementaires ont généralement été appliquées plus largement, et avec le développement de la prise de conscience des risques, elles sont devenues plus contraignantes.

Sur la base de *l'Inventaire des mesures prises face aux problèmes environnementaux en agriculture*, disponible sur Internet, des chapitres par pays des indicateurs agroenvironnementaux (OCDE, 2008a), et de la base de données sur les instruments employés dans la politique de l'environnement, le tableau 7.1 résume les grandes lignes des principaux types d'instruments de politique utilisés dans les pays de l'OCDE (OCDE, 2009).

Tableau 7.1. Mesures prises face aux problèmes environnementaux en agriculture dans les pays de l'OCDE

Mesure/Pays	AUS	CAN	EU	JPN	KOR	MEX	NZL	NOR	CHE	TUR	USA
Exigences réglementaires	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX	XXX
Écoconditionnalité	NA	NA	XXX	X	X	NA	NA	XX	XXX	NA	XXX
Paiements au titre des pratiques agricoles	X	X	XXX	X	X	X	X	XX	XXX	X	XX
Paiements au titre de la mise en réserve des terres	NA	NA	X	NA	NA	X	NA	NA	X	NA	XXX
Paiements au titre du capital fixe	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Taxes/redevances environnementales	NA	NA	X	NA	NA	NA	NA	X	NA	NA	X
Droits/permis négociables	X	NA	X	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	X
Assistance technique/vulgarisation	XX	XX	X	X	X	X	XX	X	X	X	XX
Mesures à l'échelon local	X	X	NA	NA	NA	NA	X	NA	NA	NA	NA

NA – pas appliqué ou marginale; X – importance faible; XX – importance moyenne; XXX – importance haute.

L'importance des mesures dans ce tableau est liée à la panoplie des instruments utilisés dans le pays en question. On ne peut pas utiliser ces niveaux d'importance pour faire une comparaison entre les pays pour une mesure spécifique.

Source : OCDE, 2010b.

Certains pays de l'OCDE (l'**Australie** et la **Nouvelle-Zélande**) s'en remettent essentiellement aux exigences réglementaires pour s'attaquer aux problèmes environnementaux en agriculture. Outre les réglementations, les problèmes environnementaux spécifiques sont abordés principalement par des programmes environnementaux ciblés sur des zones spécifiques. Dans un grand nombre de cas, exploitants agricoles et propriétaires terriens (regroupés dans les initiatives locales) sont impliqués dans ces programmes,

qui peuvent bénéficier d'une aide financière à court terme destinée à faciliter les activités collectives qui améliorent la durabilité écologique et l'autonomie du secteur agricole. L'aide financière peut également consister en une *assistance technique* et des *actions de vulgarisation* ; une partie de cette aide va à des investissements en infrastructures et des investissements sur les exploitations. Outre les exigences réglementaires, le **Canada** a lui aussi principalement recours à la *vulgarisation* et aux *mesures locales* et plus récemment à des paiements plutôt limités pour des pratiques agricoles spécifiques.

D'autres pays (principalement, les **États-Unis**, la **Norvège**, la **Suisse** et les **pays de l'UE**) ont également imaginé – en plus des réglementations environnementales – un large éventail de programmes volontaires incitant les agriculteurs (par des paiements) à adopter des pratiques agricoles spécifiques ayant des effets positifs sur l'environnement et/ou à fournir des biens publics (paysages, biodiversité, etc.). Bien que ces programmes offrent une grande variété de mesures, la plupart des paiements sont liés au soutien de formes extensives d'agriculture (reposant pour la plupart sur les prairies, une gestion extensive des prairies, des pâturages extensifs). De tels programmes existent dans tous les pays et représentent l'essentiel des dépenses au titre des programmes agroenvironnementaux. Au **Japon** et en **Corée**, les paiements agroenvironnementaux n'ont été introduits que récemment et ne représentent qu'une part infime du soutien total à l'agriculture.

Des programmes prévoyant des *paiements pour la mise hors production des terres agricoles* sont également mis en place dans toute une série de pays (pays européens et États-Unis). Ces programmes prévoient principalement des paiements pour la conversion des terres agricoles en terres humides ou en forêts. Toutefois, dans la plupart des pays, l'importance de ces programmes est plutôt limitée, excepté aux **États-Unis** où les paiements pour mise en réserve des terres fragiles (*Conservation Reserve Program*) représentent la plus grande part des paiements agroenvironnementaux.

Dans certains pays, des *taxes et redevances écologiques* frappent les ventes d'intrants identifiés comme susceptibles d'avoir un impact préjudiciable sur l'environnement. Des taxes et redevances frappent actuellement les pesticides au **Danemark**, en **France**, en **Italie**, en **Norvège** et en **Suède**, tandis qu'une redevance sur les engrais est prélevée dans certains états des **États-Unis**, en **Italie** et en **Suède**.

D'autres instruments économiques, comme les *droits et contingents négociables*, sont utilisés dans un nombre limité de pays. Citons notamment les droits négociables pour le développement des zones humides aux **États-**

Unis, les droits négociables sur les prélèvements d'eau (mis en place au niveau des états/régions aux **États-Unis**) et le perfectionnement des mécanismes du marché pour libérer les échanges de droits négociables sur l'eau en **Australie** dans le cadre du programme de réforme *l'Eau pour le futur (Water for the Future)*. Les droits négociables basés sur des contingents, des permis et des restrictions dans le domaine de l'environnement ne semblent pas jouer un rôle important dans les politiques agroenvironnementales, malgré le recours grandissant à ce type de mesures pour les politiques environnementales d'autres secteurs.

Écoconditionnalité. Des mesures subordonnant les programmes de soutien à l'agriculture au respect de normes environnementales minimales sont établies aux **États-Unis**, en **Norvège** et en **Suisse**, et ont été mises en œuvre plus récemment en **Corée**. Certains États membres de l'UE (le **Royaume-Uni**, par exemple) appliquent l'écoconditionnalité depuis les années 1990. Depuis 2005, l'écoconditionnalité (y compris les composantes environnementales) est devenue obligatoire dans l'**UE15**. Dans les nouveaux États membres, l'écoconditionnalité s'applique déjà partiellement et s'appliquera totalement entre 2009 et 2013.

Note

1. Ce chapitre s'appuie sur le document « Inventaire des mesures prises face aux problèmes agroenvironnementaux », (OCDE, 2010b).

Chapitre 8

Évaluation *ex ante* et *ex post* des politiques agroenvironnementales

Autres méthodes d'évaluation

L'éventail des méthodes disponibles pour évaluer les politiques agroenvironnementales est large. Des évaluations « *ex ante* » et « *ex post* » ont été employées dans le processus d'élaboration des politiques (OCDE, 2005a). Ce chapitre s'intéresse en particulier à trois aides à la prise de décision : l'analyse coûts-avantages, l'analyse coût-efficacité et l'analyse multicritères. L'appréciation rationnelle de la politique agroenvironnementale appelle une comparaison des coûts et des avantages. Les avantages peuvent parfois être mesurés en termes monétaires. Lorsque tel n'est pas le cas, les méthodes à considérer sont l'analyse coût-efficacité (ACE) et l'analyse multicritères (AMC)¹. Quand les coûts sont mesurés en termes monétaires, la procédure d'évaluation à retenir est l'analyse coûts-avantages (ACA) (Pearce, 2005).

Alors que l'analyse coûts-avantages fournit des informations sur le bénéfice éventuel pour la collectivité de l'application de mesures agroenvironnementales ou de conservation, l'ACE et l'AMC se limitent pour l'essentiel à choisir ou à classer les mesures, car ces méthodes imposent le choix d'au moins une des mesures (pour plus de détails, voir notamment Pearce, 2005 et OCDE, 2006). En conséquence, les analyses ACE et AMC peuvent s'avérer bénéfiques en termes d'efficacité environnementale maximale pour un coût unitaire donné, mais se révéler « inefficaces » si aucune des politiques envisageables n'est avantageuse pour la collectivité si elle est mise en œuvre, c'est-à-dire si le ratio avantages-coûts de ces mesures est inférieur à 1.

Analyse coûts-avantages

En matière d'évaluation des politiques, l'analyse des coûts-avantages sociaux est celle qui se rapproche le plus de l'analyse du bien-être social

(Johansson, 1991). Cependant, cette méthode demande une masse considérable d'informations et soulève des défis considérables en matière de méthodologie et de mesure, car il est nécessaire d'établir des estimations monétaires des biens non marchands. L'analyse coûts-avantages vise essentiellement à évaluer en termes monétaires l'incidence sur le bien-être social d'une réglementation ou d'un programme particulier, tel qu'un programme agroenvironnemental ou de conservation. Elle peut être réalisée *ex ante* ou *ex post*. L'analyse *ex ante* fournira des informations permettant d'établir si la politique proposée est ou non bénéfique pour la collectivité. L'analyse *ex post* aidera à tirer des enseignements sur ce qui contribue ou non au bien-être social général (Pearce, 2005). Dans la pratique, l'analyse coûts-avantages tient compte des questions suivantes (Pearce, 2005, et OCDE, 2006) :

- i) **Politiques.** Quelles sont les politiques disponibles pour atteindre une ou plusieurs cibles environnementales données, et est-il vraiment nécessaire de les mettre en place ? La réponse à cette deuxième question est affirmative si la valeur actuelle (*ex ante*) des avantages attendus est supérieure aux coûts prévus des politiques, et négative dans le cas contraire.
- ii) **Coûts et avantages.** Qui doit-on prendre en compte pour établir les coûts et avantages ? La règle de base veut que l'on intègre les coûts et avantages de tous les citoyens d'un pays et, dans certains cas, également de ceux d'autres pays (pour le réchauffement climatique, par exemple).
- iii) **Retombées.** Quelles retombées doit-on inclure dans l'analyse coûts-avantages ? Les gains et pertes enregistrés par toutes les personnes dont le bien-être est affecté devraient être intégrés, ce qui signifie que toute retombée positive ou négative sur le bien-être de ces individus doit être prise en compte.
- iv) **Durée.** Sur quelle durée les coûts et avantages doivent-ils être calculés et quel taux d'actualisation faut-il adopter ? Les gens accordent généralement plus d'importance au présent qu'à l'avenir et cet aspect doit être inclus dans l'analyse des coûts-avantages. L'actualisation des avantages et coûts futurs est l'expression de cette préférence. L'actualisation (c'est-à-dire la détermination de la valeur présente des coûts et avantages à venir) a été largement débattue dans le contexte de l'analyse coûts-avantages, car les résultats susceptibles d'être obtenus dans un avenir lointain peuvent apparaître dérisoires une fois actualisés. En règle générale, on adopte un taux d'actualisation constant (fixe dans le temps), alors qu'un grand nombre d'études

montrent que les personnes concernées recourent peut-être à l'emploi de taux dégressifs.

- v) **Effets des prix relatifs.** L'élasticité du consentement à payer par rapport au revenu, implique que certains avantages peuvent prendre de la valeur dans le temps par rapport au niveau général des prix, en raison, par exemple, de la plus grande valorisation des biens environnementaux aux niveaux de revenu plus élevés.
- vi) **Risque et incertitude.** Dans le cas du risque, les coûts et avantages ne sont pas connus de façon certaine, mais on connaît leur distribution de probabilités, alors que s'agissant de l'incertitude, on ne connaît pas la distribution de probabilités. En matière de risque, les préférences du décideur (neutralité ou aversion) auront une incidence sur le processus de décision (qu'il s'agisse de la valeur anticipée des coûts et avantages ou de l'utilité escomptée). Dans le cas de l'incertitude, une analyse de sensibilité s'impose en relation avec les valeurs de paramètre incertaines. Il est possible d'utiliser des matrices des gains illustrant l'effet sur une valeur de paramètre donnée de certains « états de la nature ».
- vii) **Équité.** En plus de l'agrégation des coûts et avantages, une certaine forme d'analyse de la répartition (qui bénéficie des gains, qui supporte les pertes) est nécessaire, et cette question peut être traitée en associant des poids d'équité aux valeurs monétaires des coûts et des avantages.

Hanley *et al.* (1999) résumant les résultats de 13 études d'analyse coûts-avantages portant sur des programmes agroenvironnementaux conduits au Royaume-Uni. La plupart de ces études (10) utilisaient l'évaluation contingente pour obtenir la valeur monétaire des avantages environnementaux. Le ratio avantages-coûts a été déterminé dans 12 études. Pour quatre programmes, la borne inférieure des avantages estimés a produit un ratio avantages-coûts inférieur à 1, entraînant l'échec de ces programmes à ce test. La borne supérieure des avantages estimés, toutefois, permettait d'obtenir des ratios avantages-coûts compris entre 28 et 262. Les autres programmes ont passé avec succès le test avantages-coûts, y compris pour la borne inférieure des avantages estimés. Avec près de 2 000 études, l'Inventaire de référence des valorisations environnementales (EVRI, *Environmental Valuation Reference Inventory*) (<http://www.evri.ca>) constitue une source d'information précieuse pour les décideurs publics.

Analyse coût-efficacité

L'analyse coût-efficacité consiste essentiellement à comparer l'efficacité environnementale à son coût. Elle génère un ratio coût-efficacité qui peut

ensuite être utilisé pour comparer différentes politiques. On remarquera que les « avantages environnementaux » ne sont pas ici mesurés en unités monétaires : le résultat n'est pas une estimation de la rentabilité sociale globale. Les arbitrages entre les différents impacts environnementaux ne sont pas effectués dans la phase de modélisation comme dans l'analyse coût-avantages et offrent donc plus de transparence aux responsables de l'élaboration des politiques pour prendre leurs décisions. En conséquence, l'analyse coût-efficacité aide à classer les mesures entre elles, mais elle n'indique pas si leur mise en œuvre est rentable socialement.

Il est à noter que l'analyse coût-efficacité peut être difficile à appliquer dans les situations où différentes mesures envisageables ont des effets contradictoires sur diverses questions environnementales. Il est donc nécessaire d'établir un cadre susceptible d'accepter plusieurs objectifs tout en tenant compte du rapport coût-efficacité. L'analyse multicritères vise à éclairer le choix entre différentes mesures envisageables en présence de plusieurs dimensions environnementales. Dans ce cas, il faut formuler des hypothèses sur les préférences de la société quant aux différents enjeux environnementaux, de façon à passer de plusieurs dimensions à une mesure unidimensionnelle susceptible d'être pondérée par rapport à son coût.

Analyse multicritères

L'analyse multicritères (AMC) est similaire à bien des égards à l'analyse coût-efficacité, mais elle fait appel à plusieurs indicateurs d'efficacité. L'AMC est un cadre destiné à classer ou à noter la performance générale d'options de décision concurrentes à l'aune de plusieurs critères généralement mesurés à l'aide d'unités différentes (Hajkowicz et Collins, 2007). L'AMC peut être utile pour promouvoir la prise en compte explicite des jugements de valeur découlant implicitement de l'application d'une approche mono-objectif. En outre, l'emploi d'une méthode multi-objectif permet habituellement de définir un éventail plus large de politiques envisageables, car les analystes sont probablement moins portés à considérer uniquement les objectifs faciles à traduire en valeurs monétaires. Toutefois, il est important de souligner que le classement des options de politique demande toujours la formulation d'hypothèses sur les préférences du décideur quant aux objectifs visés par les politiques. Le recours à l'AMC n'est donc pertinent que dans la mesure où il clarifie avec précision les préférences des décideurs publics. À cet égard, l'utilité opérationnelle de l'AMC dépend de la facilité avec laquelle les objectifs peuvent être quantifiés, ainsi que de la qualité de la formulation de ces objectifs, qui doivent être riches de sens et pertinents aux yeux des décideurs. Par exemple, l'équité peut avoir des significations différentes selon les personnes ; elle peut être définie dans l'espace, en termes de répartition des

avantages entre les régions ; ou se rapporter à la répartition des retombées par classe de revenus.

Hajkowicz et Collins (2007) décomposent le processus de l'AMC de la façon suivante : (i) choix des options de décision ; (ii) choix des critères d'évaluation ; (iii) obtention des mesures de performance pour la matrice d'évaluation ; (iv) transformation de ces mesures en unités commensurables (transformation des critères en différentes unités sur une échelle commune, souvent de 0 à 1, pour les combiner dans la fonction d'utilité globale) ; (v) pondération des critères ; (vi) notation ou classement des options (les poids sont combinés aux mesures de performance afin d'obtenir une note ou un classement global des performances pour chaque option) ; (vii) réalisation d'une analyse de sensibilité (en ce qui concerne les poids et les mesures de performance, par exemple) ; et (viii) prise de décision.

Les études comparatives de l'AMC appliquent plusieurs techniques d'AMC à un même problème afin de comparer les classements ou résultats ainsi obtenus. Ces études ont montré que les différentes techniques d'AMC produisent des résultats similaires et qu'aucune d'elles ne présente d'avantage méthodologique déterminé par rapport aux autres (Hajkowicz et Collins, 2007). Hajkowicz et Collins (2007) examinent 113 études publiées consacrées à la gestion de l'eau et émanant de 34 pays. On a pu constater que l'AMC, quand elle est réalisée par des spécialistes expérimentés suivant scrupuleusement les modalités prévues, peut apporter une mesure de transparence et de responsabilité dans les procédures de décision, contribuer à la résolution des conflits entre parties prenantes et clarifier les enjeux au moyen de méthodes formelles de la théorie de la décision qui permettent d'effectuer des choix éclairés. Les applications agricoles de l'AMC ont été étudiées par Hayashi (2000) et les applications de gestion des ressources naturelles par Romero et Rehman (1987).

Évaluation ex ante et ex post

Il est primordial de tirer les enseignements des applications. Les programmes d'échanges de crédits de qualité de l'eau menés aux États-Unis, par exemple, ont fait l'objet d'un certain nombre d'évaluations *ex post* qui ont montré que la plupart d'entre eux, en particulier parmi ceux visant les sources agricoles diffuses, ne suscitaient que peu ou pas d'échanges. Ce déficit de transactions pose de toute évidence un problème si les échanges attendus sont à la fois porteurs de réels avantages économiques et écologiques et réalisables. Il est apparu qu'il était imputable principalement à des défauts de conception (voir, par exemple, Breetz *et al.*, 2004 ; Morgan et Wolverton, 2005 ; King, 2005 ; King et Kuch, 2003 ; Ribauda *et al.*, 1999 ; Hoag et Hughes-Popp, 1997 ; Shabman *et al.*, 2002 ; Stephenson *et*

al., 2005). Aux États-Unis et ailleurs, un certain nombre d'organismes et d'organisations non gouvernementales attachés à la réussite des programmes d'échanges travaillent d'arrache-pied pour fournir des orientations pratiques en vue de l'élaboration de programmes efficaces (voir, par exemple, US EPA, 2007).

Cependant, l'expérience acquise ne peut éclairer qu'en partie la conception des politiques agroenvironnementales. Jusqu'à présent, les programmes agroenvironnementaux ont dans une large mesure privilégié les approches volontaires en matière de mise en conformité : les exploitants sont encouragés à adopter des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement et se voient offrir à cette fin une assistance technique et parfois des paiements. Les programmes volontaires assortis d'aucune incitation financière ou seulement d'incitations modestes ont été d'une efficacité limitée (Horan *et al.*, 2001). Ceux accompagnés de financements adéquats ont produit des résultats environnementaux positifs, mais leur rapport coût-efficacité a été un motif de préoccupation. Le Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis est à cet égard emblématique. Les applications des normes et surtout des taxes sont limitées. Les normes sont largement employées et ont été efficaces pour traiter les risques posés par les pesticides dans de nombreux pays, mais leur rapport coût-efficacité soulève des questions non négligeables.

Puisque les données d'expérience concernant les normes, les taxes et les permis négociables sont limitées, les évaluations *ex ante* structurées offrent un outil essentiel pour analyser les différents choix possibles (Ribaud et Shortle, 2001). On trouve dans les ouvrages économiques de plus en plus d'évaluations *ex ante* des politiques agroenvironnementales², dont il ressort généralement que les instruments d'action doivent être optimisés et évalués dans le contexte social, économique-politique, juridique et environnemental particulier dans lequel ils sont appliqués. Les enseignements tirés dans tel contexte doivent être appliqués avec prudence dans tel autre. Il ressort également des travaux publiés que le recours à plusieurs instruments est souvent mieux adapté à la complexité des problèmes agricoles et à l'incertitude qui les entoure que l'emploi d'un seul instrument.

Dans l'idéal, une évaluation *ex ante* repose sur des procédures intégrées qui couplent ou combinent des modèles économiques et environnementaux pour évaluer les réponses économiques aux instruments, les coûts induits par les modifications de l'allocation des ressources et l'effet de ces modifications sur les systèmes de mesure de l'environnement. L'incertitude à propos des relations économiques et environnementales étant importante pour la conception et l'efficacité des instruments d'action, il est essentiel qu'elle soit formellement prise en considération. On peut citer en exemple Borisova *et al.* (2005), qui comparent les échanges de permis axés sur les

intrants et les taxes sur les intrants dans l'optique de la réduction de la pollution agricole diffuse dans le bassin du fleuve Susquehanna. Ils utilisent un modèle de simulation qui tient explicitement compte de l'incertitude concernant les incidences des pratiques agricoles sur les charges polluantes, le transfert de ces charges vers les récepteurs en aval, le coût économique de la réduction des charges polluantes et le coût économique des dommages résultant de la pollution de l'eau. Dans le cadre de l'étude, les instruments ont été conçus pour maximiser les bénéfices nets attendus de la maîtrise de la pollution plutôt que pour atteindre un objectif exogène au moindre coût. D'après les conclusions des auteurs, les taxes optimisées sur les intrants possèdent un léger avantage, mais un avantage statistiquement significatif, par rapport aux échanges de permis axés sur les intrants.

L'indice d'empreinte agroenvironnementale – mesure des performances environnementales pour l'évaluation des politiques agroenvironnementales

Tous les États membres de l'UE sont tenus d'assurer le suivi et l'évaluation des incidences environnementales, agricoles et socio-économiques de leurs programmes agroenvironnementaux (article 16 du Règlement (CE) N° 746/96). Le processus d'évaluation vise à déterminer dans quelle mesure les objectifs assignés aux politiques sont atteints, et à mettre en évidence les modifications éventuellement nécessaires pour combler l'écart entre les résultats obtenus et les buts poursuivis. Cependant, il n'y a guère de convergence de vues sur la façon de procéder efficacement au suivi et à la validation des avantages des programmes agroenvironnementaux (PAE). Et surtout, il n'existe pas de méthodologies convenues pour suivre les conséquences environnementales de l'évolution des pratiques agricoles ou les avantages de mesures agroenvironnementales particulières.

Le projet sur l'empreinte agroenvironnementale (AE-Footprint) a donné lieu à l'élaboration d'une méthodologie et d'outils communs pour évaluer les performances environnementales des PAE. Il a été financé en relation avec le groupe de travail UE Task 11 – Agri-environnement : Evaluation des mesures agri-environnementales, dans le cadre du deuxième pilier de la Politique agricole commune (Développement rural). Son principal objectif est le développement théorique et pratique d'un système harmonisé permettant l'évaluation des performances environnementales des PAE européens.

L'indice d'empreinte agroenvironnementale (AFI) est un indice calculé au niveau des exploitations qui regroupe plusieurs indicateurs agroenvironnementaux. Ses applications sont multiples :

- mesurer l'évolution dans le temps de l'impact environnemental d'exploitations individuelles qui opèrent dans un contexte particulier (type de production agricole, région géographique) ;
- produire une mesure de l'impact environnemental qui peut être agrégée au niveau de l'ensemble des exploitations opérant dans un contexte similaire ;
- permettre la comparaison de l'impact environnemental entre les exploitations qui participent et celles qui ne participent pas aux programmes/mesures agroenvironnementaux (PAE/MAE).

L'idée est de permettre aux décideurs de faire appliquer la méthodologie AFI par des évaluateurs à un type particulier d'agriculture ou à un programme ou mécanisme agroenvironnemental donné pour mesurer son efficacité. La méthodologie que les évaluateurs sont tenus de suivre prévoit des consultations avec les parties prenantes et avec un groupe technique, le résultat global est un indice quantitatif mesurant l'impact environnemental au niveau des exploitations. Plus la valeur de l'AFI est élevée, plus la qualité environnementale est bonne, ou s'améliore, et plus l'impact négatif est faible. Les valeurs d'impact au niveau des exploitations peuvent ensuite être agrégées au niveau régional pour suivre les variations dans le temps et/ou fournir des points de comparaison pour apprécier l'efficacité d'un mécanisme d'action choisi.

La méthodologie mise au point dans le cadre du projet AE-Footprint prévoit la construction d'un indice d'empreinte agroenvironnementale (AFI), permettant de combiner différents indicateurs qui reflètent les performances environnementales d'une exploitation particulière. L'approche reprend des éléments des techniques d'analyse multicritères pour permettre de combiner des indicateurs qui correspondent à une multitude d'activités de gestion des exploitations et se rapportent à tout un éventail d'objectifs environnementaux. Les méthodes d'analyse multicritères sont idéalement adaptées à la mesure de situations complexes, notamment lorsque l'importance relative de chaque élément n'est pas définie avec précision (Park *et al.*, 2004).

La méthodologie prévoit d'associer des parties prenantes et des conseillers techniques à la personnalisation de l'AFI en fonction de chaque programme gouvernemental considéré. Les parties prenantes valident les

critères d'évaluation et définissent une série de coefficients de pondération pour combiner les différents éléments des performances environnementales. Cet apport de connaissances spécifiques, techniques et locales permet de faire en sorte que l'évaluation soit adaptée au contexte agroenvironnemental local. Aux fins de la méthodologie, on entend par partie prenante toute personne susceptible d'influencer ou d'être influencée par le programme agroenvironnemental ou l'agroenvironnement local.

La méthodologie AFI met en jeu toute une série d'étapes. Comme pour toute évaluation, la première étape consiste à définir le but de l'exercice ; en règle générale, il s'agit de décrire les objectifs globaux de la politique à évaluer, le champ de l'évaluation, les systèmes et régions de production concernés, la stratégie d'échantillonnage et le calendrier, etc.

Tableau 8.1. Étapes prévues par la méthodologie de l'indice d'empreinte agroenvironnementale

Étape	Équipe d'évaluation	Groupe des parties prenantes
1	Définition de l'application	
2		Création de la matrice des critères d'évaluation
3		Définition des coefficients de pondération des différents aspects et domaines
4		Création de la matrice des indicateurs
5	Collecte des données	
6		Définition des coefficients de transformation
7		Définition des coefficients de pondération des indicateurs
8	Calcul de l'indice	
9	Analyse de sensibilité	
10	Notification	

Pour plus d'informations : http://www.footprint.rdg.ac.uk/fr/home_fr.html

Source : Mortimer et Finn, 2008.

Notes

1. Il est à noter que l'on peut recourir à l'analyse des seuils dans le cadre de l'analyse coûts-avantages. Cela implique d'attribuer une valeur monétaire à l'ensemble des coûts et des avantages qui s'y prêtent et de comparer ensuite la valeur totale des uns et des autres pour apprécier si les avantages « non monétisés » sont susceptibles de combler l'écart entre coûts et avantages « monétisés ». Si cet écart est faible, il est selon toute vraisemblance plus que compensé par le montant des avantages « non monétisés », et la politique analysée est donc rentable. Cela vaut aussi du côté des coûts.
2. Horan et Shortle (2001) et Shortle et Horan (2001) constituent deux sources pour des études documentaires.

Chapitre 9

Résumé et bonnes pratiques sur le plan de l'action

Résumé

Rappel des faits

L'amélioration des performances environnementales de l'agriculture revêt un degré de priorité élevé dans les pays de l'OCDE. Les mesures destinées spécifiquement à traiter les problèmes d'environnement dans le secteur agricole sont d'apparition relativement récente, mais elles tendent désormais à se généraliser. Ces mesures varient grandement d'un pays à l'autre et même à l'intérieur des pays, reflétant la gravité des contraintes exercées sur l'environnement, les possibilités de fourniture de services écosystémiques et les facteurs historiques et culturels qui influencent les priorités de l'action des pouvoirs publics. Elles ne fonctionnent pas en vase clos, puisqu'elles sont appliquées parallèlement aux mesures de soutien des revenus agricoles et aux politiques environnementales qui visent l'ensemble de l'économie, dans un contexte socio-économique et technologique plus large. En outre, les possibilités de créer des marchés ou des quasi-marchés – qui sont étroitement liées aux droits de propriété – ne cessent d'évoluer, si bien que le besoin d'une intervention des pouvoirs publics et les priorités et modalités d'une telle intervention évoluent également.

Trois caractéristiques importantes de l'interface entre agriculture et environnement influencent la conception et la mise en œuvre de la politique agroenvironnementale. En premier lieu, les effets des activités agricoles sur l'environnement sont pour beaucoup des externalités (positives ou négatives) ou des biens publics pour lesquels il n'existe pas de marchés, et les droits de propriété font défaut. S'il n'existe pas d'incitations (ou de désincitations) pour pousser les agriculteurs à en tenir compte, il en résulte une situation de surexploitation des ressources, avec à la clé une pollution excessive et une production insuffisante de biens publics environnementaux. C'est cette situation qui justifie au fond une intervention publique dans ce domaine.

En second lieu, les impacts environnementaux de l'agriculture varient dans l'espace, puisque certains sont propres à un site ou bassin versant alors que d'autres ont une portée nationale, voire internationale (comme l'érosion de la biodiversité ou les émissions de gaz à effet de serre), et ils varient dans le temps, puisque certains peuvent mettre longtemps à se manifester clairement. Une partie de ces impacts résulte des actions d'exploitants individuels, tandis qu'une autre découle des actions d'un grand nombre d'exploitants à l'intérieur d'une zone géographique donnée (fourniture d'habitats ou de paysages culturels, par exemple). Pour les pouvoirs publics, le défi est donc de taille : il s'agit de cibler des exploitants et des activités spécifiques au niveau de gouvernance approprié, tout en réduisant au minimum les coûts de transaction publics et privés induits par les politiques et en veillant à ce que la structure d'incitations attire les exploitants qui sont susceptibles de contribuer le plus à l'amélioration des performances environnementales (évitant l'antisélection et l'aléa moral) tout en prenant en compte les questions d'équité.

En troisième lieu, et en rapport avec les deux caractéristiques précédentes, on manque de données complètes et d'analyses pour éclairer la prise de décision politique, ce qui tient en partie au fait que l'intérêt des pouvoirs publics pour la problématique agroenvironnementale est relativement récent et en partie aux caractéristiques intrinsèques du lien entre agriculture et environnement. Malgré les progrès importants réalisés dans le suivi des performances et des politiques environnementales et dans la compréhension des relations entre agriculture et environnement, la complexité des relations politiques-environnement, l'absence de marchés et de valeurs monétaires qui caractérise de nombreux effets environnementaux limite sérieusement l'évaluation de l'efficacité et de l'efficacité des politiques agroenvironnementales. Cela étant, la confrontation des expériences au niveau international contribue dans une certaine mesure à combler ces lacunes.

Dans la panoplie des moyens d'action employés dans les pays de l'OCDE pour traiter les problèmes agroenvironnementaux, les normes environnementales, les écotaxes, les paiements agroenvironnementaux et les systèmes de permis négociables représentent des outils importants. D'autres instruments jouent également un rôle significatif : recherche-développement, information et éducation, formation et conseil et, de façon plus indirecte, pression morale. Les modalités d'application de ces différents outils varient selon les pays, et elles ont évolué au fil du temps, car on a appris progressivement à connaître les avantages des diverses approches dans le traitement des différents problèmes, et les problèmes eux-mêmes ont changé. Avec le temps, la palette des problèmes agroenvironnementaux s'est élargie, et il a aussi été admis que l'agriculture contribuait à fournir des

services environnementaux. En conséquence, l'éventail des moyens d'action appliqués dans ce domaine a également été élargi, avec plus ou moins de réussite.

Le but de ces *Lignes directrices* est d'aider les décideurs à concevoir et à mettre en œuvre des politiques agroenvironnementales efficaces par rapport à leur coût. Elles mettent l'accent sur le recours aux normes environnementales, aux écotaxes, aux paiements agroenvironnementaux et aux systèmes de permis négociables pour traiter les problèmes agroenvironnementaux. Il importe de noter que la présente étude vise non à promouvoir l'utilisation de tel ou tel moyen d'action ou ensemble de mesures, mais à favoriser une meilleure compréhension de la façon dont différents types d'instruments peuvent être employés et dans quel contexte, ainsi que des paramètres de conception et de mise en œuvre qui jouent un rôle clé dans la réussite d'un instrument donné.

En outre, la liste des instruments analysés dans ce rapport ne représente pas une liste complète ou exhaustive des moyens d'action dont disposent les responsables des politiques. En particulier, le rapport ne traite pas des approches employées par les pouvoirs publics pour aider les agriculteurs en finançant l'enseignement et la recherche-développement, ainsi qu'en fournissant une assistance technique et des services de vulgarisation au niveau des exploitations pour encourager l'adoption volontaire de pratiques et de techniques agricoles respectueuses de l'environnement. Le fait qu'elles ne soient pas traitées ici n'enlève cependant rien à leur importance. Par exemple, des programmes de formation peuvent inciter les agriculteurs à prendre des mesures favorables à l'environnement conduisant à des améliorations environnementales lorsque : (i) les mesures favorables à l'environnement permettent aussi d'accroître la rentabilité, (ii) les agriculteurs sont fortement incités à l'altruisme ou à la conservation, et (iii) les dommages causés à l'environnement font aussi peser sur l'exploitation des coûts élevés. En fait, certains programmes de formation sur le travail du sol favorable à la conservation, la gestion des nutriments, la lutte intégrée contre les ravageurs et la gestion de l'eau d'irrigation ont abouti à des solutions avantageuses pour tous qui ont conduit à une amélioration de la rentabilité et des performances environnementales par rapport aux pratiques traditionnelles. Cependant, les solutions doublement gagnantes et les incitations à la conservation risquent de ne pas répondre à toute la demande de qualité environnementale en agriculture, de sorte qu'il faut des interventions plus directes, qui sont au centre de cette étude.

La présente étude aborde essentiellement deux aspects. Le premier est le choix entre les différents instruments d'action : par exemple, dans quelles conditions obtient-on de meilleurs résultats avec une écotaxe qu'avec une norme, ou quand un système de permis négociables est-il plus efficace

qu'une écotaxe ? Le deuxième aspect est la conception de ces différents instruments. La théorie économique le montre, et l'analyse des simulations et les évaluations *ex post* des instruments de la politique de l'environnement le confirment, les modalités de conception et de mise en œuvre des moyens d'action ont une influence importante sur les résultats tant environnementaux qu'économiques.

Par définition, des informations utiles pour orienter le choix des instruments et les décisions de conception ne peuvent être obtenues qu'en présence d'objectifs d'action clairement définis. Ainsi, cette étude commence par un rapide tour d'horizon des fonctions des instruments agroenvironnementaux et des critères d'évaluation des politiques. Elle propose ensuite un aperçu général des principaux paramètres de conception des politiques, puis une analyse plus détaillée des mécanismes et instruments agroenvironnementaux. Suit une présentation des différents types de normes environnementales, de taxes, de systèmes de permis négociables et de paiements agroenvironnementaux, ainsi que de leurs différentes associations, qui sont analysés en corrélation avec les paramètres de conception et de mise en œuvre. Enfin, les analyses et évaluations *ex ante* et *ex post* structurées pour déterminer les performances de différents types de mesures possibles sont évoquées.

Choix des instruments d'action

Les instruments agroenvironnementaux ont essentiellement pour objet la réalisation d'objectifs environnementaux fixés par les pouvoirs publics qui n'auraient pas pu être atteints autrement, étant donné l'absence de marchés des biens et services environnementaux ou le mauvais fonctionnement de ces marchés. Pour atteindre ces objectifs, il faut soit maîtriser ou gérer des contraintes exercées sur l'environnement, telles que des émissions polluantes, soit susciter des activités bénéfiques pour l'environnement qui augmentent le flux de services écologiques, par exemple une gestion des pratiques et des terres agricoles qui améliore l'habitat d'espèces sauvages. Dans les deux cas, l'obtention du résultat voulu nécessite de faire évoluer les décisions des producteurs afin qu'elles soient compatibles avec la réalisation des objectifs agroenvironnementaux.

Critères pour le choix des moyens d'action

Cinq critères sont à prendre en compte pour éclairer le choix des moyens d'action et les décisions de conception *ex ante*, ainsi que pour évaluer l'efficacité des instruments *ex post* : le premier critère à l'aune duquel un

instrument doit être évalué est l'*efficacité environnementale*, qui correspond à sa capacité d'atteindre les objectifs d'environnement fixés.

L'*efficacité économique* renvoie à l'équilibre entre les coûts et les avantages de l'intervention publique : en l'occurrence, la valeur marginale de l'amélioration environnementale obtenue doit être égale au coût marginal de production de cette amélioration. Bien que le critère d'efficacité économique ne soit pas d'une grande utilité en pratique du fait du manque d'informations sur les coûts et les avantages des améliorations environnementales pour la collectivité, il importe de rappeler aux décideurs que l'intervention publique doit se solder par un bénéfice net. Le *rapport coût-efficacité* (ou *l'efficacité par rapport au coût*) a trait au coût induit par la réalisation des objectifs environnementaux de la collectivité. Un instrument efficace par rapport à son coût permet d'atteindre l'objectif d'environnement en réduisant au minimum les coûts de mise en conformité, maximisant ainsi le rapport coût-efficacité. L'efficacité par rapport au coût peut être définie dans le contexte de l'atténuation des pressions environnementales ou de l'amélioration de l'état de l'environnement. Vu la variation des coûts et des impacts dans l'espace, la réalisation efficace par rapport à son coût d'objectifs environnementaux suppose généralement des efforts différenciés selon les exploitations.

Le critère des *coûts administratifs* renvoie aux coûts publics et aux capacités de l'administration. Tous les instruments d'action ne sollicitent pas de la même façon les capacités de gestion des organismes publics et ne font pas supporter au secteur public les mêmes coûts de conception, de mise en œuvre, de suivi et de contrôle de l'application. Lors de leur élaboration, on s'attache en règle générale à trouver un équilibre entre le ciblage, l'adaptation et les coûts de transaction liés aux politiques (CTLP).

Les *coûts et avantages secondaires* peuvent être d'ordre environnemental ou économique, ou être liés à d'autres objectifs (tels que la sécurité alimentaire). Pour illustrer les premiers, on peut prendre le cas d'un instrument destiné à réduire la charge en éléments nutritifs, qui aura pour effet d'améliorer la qualité de l'eau, mais aussi d'améliorer l'habitat des espèces sauvages si les pratiques de gestion employées comprennent l'aménagement de bandes tampons ou la création de zones humides. De même, la fixation du carbone dans les sols agricoles peut avoir des retombées bénéfiques sur la qualité de l'eau et la biodiversité. L'adoption d'instruments plus ciblés risque d'entraîner la perte de certains avantages secondaires.

L'*équité* de la répartition des avantages et des coûts économiques entre et parmi les différents groupes (producteurs, consommateurs et contribuables) est un critère important dans l'évaluation des instruments. Il

peut arriver que plusieurs types d'instruments permettent de produire un même résultat de façon efficace par rapport au coût, mais que chacun ait un impact différent sur la répartition des richesses et soit donc différent des autres sur le plan de l'équité. Il sera nécessaire que les responsables de l'élaboration des politiques examinent les arbitrages entre l'équité, l'efficacité et d'autres critères pour faire un choix entre les instruments de politique.

Incertitude et choix des instruments

Chacun des critères d'évaluation des politiques confronte l'organisme de réglementation à plusieurs formes d'incertitude, qui toutes ont leur importance dans l'analyse des moyens d'action que sont les paiements, les normes, les taxes et les permis négociables. L'une des sources d'incertitude, qui concerne aussi bien les coûts que les incidences environnementales, tient au fait que, lors du choix des instruments, les décideurs ne peuvent pas prévoir avec certitude quel effet ce choix aura sur les pratiques de production et d'utilisation des terres des agriculteurs, ni quels coûts les changements de pratiques auront pour les exploitants. Ils peuvent certes faire appel à des modèles économiques pour prévoir les modifications des pratiques de production et d'utilisation des terres que susciteront les politiques envisagées, ainsi que les coûts de mise en conformité qu'elles induiront, mais ces prévisions sont toujours incertaines. Cette incertitude ex ante au sujet de la mise en conformité et des coûts de mise en conformité a deux conséquences. Premièrement, les coûts économiques des politiques potentielles sont incertains. Deuxièmement, les résultats environnementaux qui seront produits par l'application des instruments – et mesurés par les indicateurs de pressions ou d'état – sont eux aussi incertains, dans la mesure où ils dépendent de modifications des pratiques de production et d'utilisation des terres qui ne sont pas garanties.

D'autres facteurs d'incertitude pèsent sur les résultats environnementaux. Parmi eux, il y a l'incertitude qui entoure l'importance de la contribution des différents exploitants à la production des externalités environnementales. Par exemple, il n'est pas possible de mesurer le poids de chaque exploitation dans la pollution des ressources en eau par les nutriments due au ruissellement, car il s'agit d'une pollution diffuse et complexe. Des modèles peuvent être et sont utilisés pour prévoir comment un changement de pratiques agricoles se répercuterait sur les pressions environnementales, mais la marge d'erreur est généralement substantielle. On emploie également des modèles pour prévoir les effets qu'auraient des modifications des indicateurs de pressions agricoles sur les indicateurs d'état de l'environnement. Eux aussi se caractérisent par une marge d'erreur substantielle. Enfin, de nombreux processus agroenvironnementaux, comme

la pollution diffuse, sont déterminés par des événements aléatoires, météorologiques et autres, sur lesquels les agriculteurs n'ont généralement pas prise.

Cibles environnementales, niveaux de référence environnementaux et droits de propriété

Un paramètre essentiel dans le choix entre plusieurs instruments tient au fait que certains des critères qui orientent les actions des décideurs, tels que l'équité, dépendent de la définition de niveaux de référence et de droits de propriété. Il devient alors évident que la détermination du mode de traitement des effets de l'agriculture sur l'environnement appelle une réponse au cas par cas, en fonction du choix des cibles environnementales et de la définition de niveaux de référence environnementaux à partir de l'identification des droits de propriété existants, lesquels déterminent les personnes susceptibles de demander une rémunération et celles qui doivent supporter les frais.

La définition des cibles environnementales et des niveaux de référence varie selon les pays. Les cibles dépendent des préférences de la société en termes de qualité de l'environnement, tandis que les niveaux de référence sont tributaires de la façon dont les différents pays définissent traditionnellement et juridiquement les droits de propriété. Pour être efficient, l'établissement des cibles environnementales doit équilibrer les avantages de la réalisation d'objectifs environnementaux et les pertes de bien-être qui en résultent en raison de la réduction de la production ou de la consommation d'autres biens et services. Cependant, si la détermination de ces cibles repose sur des critères d'efficacité, la fixation des niveaux de référence adéquats (établissant qui doit supporter les coûts de la réaffectation des ressources pour atteindre ces cibles) relève de la répartition (équité) et des droits de propriété.

Paramètres généraux de conception et de mise en œuvre des instruments

Atteindre un objectif requiert un plan et des moyens. L'objectif voulu peut être défini par le choix de buts environnementaux et la prise en compte du but économique d'efficacité par rapport au coût. En règle générale (mais pas toujours), les instruments doivent viser ceux qui sont directement responsables des atteintes à l'environnement ou ceux qui sont les mieux placés pour produire des améliorations environnementales. Concevoir un instrument revient à faire des choix à propos de différents paramètres.

Certains de ces choix diffèrent selon les instruments, mais en règle générale, il s'agit de répondre à trois grandes questions : (1) A qui l'instrument sera-t-il appliqué parmi l'éventail de ceux qui contribuent aux externalités environnementales, et avec quelle intensité – autrement dit, qui est la cible ? (2) Quelle est la variable cible optimale pour définir et mesurer la conformité d'une exploitation avec l'objectif environnemental – autrement dit, que cible-t-on au niveau des exploitations parmi les *résultats* (environnementaux) ou les *moyens* (choix de l'agriculteur en matière de moyens de production et de technologies) ? et (3) Quelles incitations – c'est-à-dire quels instruments d'action particuliers (paiements, normes d'environnement, écotaxes, système de permis négociables, etc.) – doivent être couplées au système de mesure de la conformité choisi afin de susciter au niveau des exploitations les changements de comportement nécessaires à l'obtention du résultat voulu ?

Même s'il était possible dans certains cas de mesurer les incidences environnementales effectives, la forte variabilité naturelle de processus comme la pollution diffuse, la séquestration du carbone et la prévention des inondations fait que les exploitants ne sont pas en mesure de maîtriser les performances en la matière de façon déterministe (sans aléa).

Deux importants paramètres de mise en œuvre ont trait au choix du niveau d'administration et à celui de la stratégie de mise en application. L'information est un élément essentiel du processus de conception et de mise en œuvre des politiques, et le recours aux informations locales permet de mieux adapter et cibler les incitations créées. Cependant, il peut y avoir un risque de comportement stratégique au niveau des échelons inférieurs de l'administration en cas de trop grande proximité des intérêts entre les agriculteurs et les autorités locales responsables de la conception et de la mise en œuvre des mesures. Faire respecter des mesures nécessite des moyens et induit des coûts liés à la surveillance de la conformité et à la prise de sanctions en cas d'infraction. Les possibilités d'assurer le respect des mesures adoptées, et donc les coûts d'application, peuvent être très variables selon les instruments. Les prescriptions en matière de gestion dont le respect peut être vérifié à l'œil nu (aménagement de bandes tampons, mise hors production de terres à des fins écologiques, etc.) sont bien évidemment plus faciles à faire appliquer que les autres, comme celles qui limitent l'épandage d'engrais et l'application de pesticides.

Normes environnementales

Les normes environnementales correspondent à des prescriptions qualitatives ou quantitatives visant des produits commercialisés (normes de produits), des technologies ou processus (normes de procédés) ou des

résultats environnementaux (normes de résultats). Les normes de produits s'appliquent aux intrants marchands et aux productions marchandes, les normes de procédés réglementent directement les choix de production et les technologies antipollution, tandis que les normes de résultats concernent directement les productions non marchandes (mesures comprenant des indicateurs des performances environnementales). Les normes de produits visant les intrants et les normes de procédés sont désignées ici collectivement par le terme « normes de moyens ».

Les *normes de résultats* en matière d'environnement constituent une méthode couramment employée pour réglementer les émissions polluantes des sources ponctuelles non agricoles. Elles peuvent prendre diverses formes, mais elles ont généralement en commun de fixer un niveau plafond que l'externalité ou l'indicateur retenu ne doit pas dépasser. Par rapport aux normes de moyens, les normes de résultats présentent l'avantage d'offrir aux producteurs une marge de manœuvre pour choisir la façon dont les résultats environnementaux prescrits seront atteints, c'est-à-dire la possibilité de trouver la façon la moins coûteuse. Elles peuvent donc tout à la fois favoriser l'optimisation du rapport coût-efficacité au niveau des exploitations et la mise au point d'innovations technologiques destinées à réduire les coûts.

Le rapport coût-efficacité des normes de résultats serait amélioré si elles étaient appliquées de façon modulée, en fonction de l'impact de chaque producteur sur l'environnement mais cela nécessiterait de disposer d'une information approfondie et coûteuse. L'imposition de normes différenciées aux producteurs soulèverait probablement des questions d'équité et elle impliquerait que les niveaux de référence soient déterminés aux niveaux infra-nationaux. Toutefois, le rapport coût-efficacité des normes pourrait encore être amélioré en définissant des normes plus strictes dans des zones vulnérables spécifiques.

Les *normes de moyens* (de produits ou de procédés) imposent des obligations ou des contraintes qui affectent directement les choix des producteurs. Elles réglementent les procédés de production, les technologies et les produits qui sont utilisés, ou la façon dont ils sont utilisés. En agriculture, les normes de procédés peuvent prendre la forme de règlements relatifs à la gestion des cultures, du bétail et des terres par les agriculteurs. Il peut s'agir de règlements encadrant l'utilisation d'intrants (quantités de produits agrochimiques pouvant être appliquées, calendrier et modalités d'application autorisées, etc.) ou prescrivant le recours à des pratiques ou technologies particulières (mesures de lutte contre l'érosion et le ruissellement, matériel d'irrigation, collecte et épandage des effluents d'élevage, etc.). Des normes de procédés relatives à la gestion des effluents d'élevage sont appliquées aux grands élevages confinés pour protéger la

qualité de l'air et de l'eau. En revanche, les normes de moyens n'offrent pas de marge de manœuvre aux producteurs et ne les incitent pas à rechercher des solutions efficaces par rapport à leur coût face aux problèmes d'environnement.

Écotaxes

Le but d'une écotaxe est de modifier la structure des incitations économiques auxquelles sont exposés les exploitants, en vue de faire en sorte que l'intérêt économique de ces derniers rejoigne les objectifs de la société. Au fond, il s'agit de corriger le défaut d'incitation qui résulte du manque de marchés des biens environnementaux, en remplaçant les incitations de prix absentes par des taxes ou des redevances réglementaires. La taxe est l'instrument incitatif qui fait pendant à la norme de résultats. Le principe de l'application d'écotaxes aux externalités négatives est depuis longtemps défendu par des économistes, qui y voient un moyen efficace de remédier aux externalités environnementales. Comme pour les normes de résultats, le premier choix à faire dans le cadre de la conception d'une taxe fondée sur les résultats est de déterminer ce qui sera imposé. Les aspects à prendre en considération sont également les mêmes que pour les normes fondées sur des indicateurs de résultats, à savoir la disponibilité d'informations pour évaluer les performances environnementales au niveau des exploitations, leur fiabilité et leur coût.

Une taxe sur les intrants a pour effet de rendre plus coûteuse l'application d'une pratique qui a des incidences dommageables sur l'environnement (ou, dans une autre perspective, moins coûteuse l'application d'une pratique qui a des retombées favorables sur l'environnement). Dans la mesure où elles ne sont pas fondées sur les résultats, les taxes sur les intrants ne peuvent favoriser l'efficacité-coût au niveau des exploitations que si tous les processus pertinents sont taxés au niveau approprié. L'efficacité et l'efficience des taxes axées sur des processus dépendent au bout du compte de deux décisions de conception les concernant qui sont prises par l'organisme de réglementation, et qui consistent à déterminer quels processus seront taxés et quels seront les niveaux d'imposition.

Permis négociables

Le recours aux permis négociables pour réguler les externalités environnementales permet souvent d'atteindre des objectifs environnementaux pour un coût social moindre que les normes traditionnelles de conception et de résultats ou les écotaxes. De fait, le

succès des systèmes d'échange de droits d'émissions atmosphériques aux États-Unis a conduit à envisager une utilisation plus large des marchés dans la gestion de l'environnement. Les évolutions les plus visibles à l'échelle internationale sont celles qui concernent les gaz à effet de serre (échanges de droits d'émission de carbone). Un autre domaine en pleine effervescence est celui des échanges de crédits de qualité de l'eau, avec notamment des programmes de lutte contre la pollution de l'eau d'origine agricole qui prévoient des échanges entre sources ponctuelles et sources diffuses, par exemple. Les échanges de droits offrent un mécanisme efficace par rapport à son coût qui permet une répartition de l'effort environnemental entre les diverses sources, sans que les coûts de la lutte contre la pollution pour chacun des agents soient connus des autorités responsables de la réglementation environnementale.

Il faut reconnaître que les marchés des crédits de qualité de l'eau sont beaucoup plus complexes que les systèmes d'échange de droits d'émission décrits dans les manuels d'économie en raison des nombreuses incertitudes qui entourent les sources et niveaux d'émission, l'efficacité de différentes mesures d'atténuation et l'impact sur la qualité de l'eau des effluents provenant de différentes sources. Pour concevoir un marché des crédits de qualité de l'eau, les décideurs doivent d'abord définir le « produit » à échanger pour les sources de pollution diffuse (par exemple, diminution de l'utilisation d'engrais ou aménagement de bandes tampons et mise hors production à des fins écologiques). Il convient de définir le taux d'échange qui tient compte des taux de transfert effectif des polluants et de l'imperfection de la substitution entre les émissions ponctuelles et diffuses (qui résulte du fait que le degré d'incertitude entourant la réduction des unes et des autres n'est pas le même). Enfin, il faut limiter (plafonner) l'offre globale de permis pour que les objectifs de qualité de l'eau soient atteints et il faut choisir une méthode pour l'allocation initiale des droits.

Paiements agroenvironnementaux

Beaucoup de pays de l'OCDE offrent des paiements monétaires aux exploitants agricoles pour les encourager à appliquer, sur la base du volontariat, des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement qui vont au-delà de celles qu'exige la réglementation ou de celles qui sont définies comme de bonnes pratiques agricoles. Le plus souvent, ces programmes agroenvironnementaux accordent un paiement fixe unique en demandant aux agriculteurs de se conformer à un ensemble prédéterminé de dispositions environnementales, comme la réduction du travail du sol ou la limitation de l'intensité et de la fréquence des applications d'engrais, d'effluents d'élevage et de pesticides. Cette méthode du paiement fixe pose un problème évident, puisqu'elle ne permet pas de tenir compte dans la

conception et la mise en œuvre des mesures, de l'hétérogénéité des coûts de mise en conformité encourus par les exploitants ou de la productivité locale des biens environnementaux. Toutefois, le ciblage de ces programmes est souvent amélioré par la définition de zones prioritaires.

La conception et la mise en œuvre de programmes de paiements agroenvironnementaux sont rendues difficiles par l'asymétrie de l'information détenue par les exploitants et les responsables des politiques. Cette asymétrie existe lorsque les exploitants disposent d'informations (ou présentent des caractéristiques) cachées, ce qui peut conduire à des problèmes d'*antisélection* ou à des actions cachées, de nature à entraîner un *aléa moral*. Deux mécanismes permettent de faire face aux problèmes d'antisélection et d'améliorer le rapport coût-efficacité des paiements agroenvironnementaux par rapport à l'approche des paiements fixes : (i) les « enchères de conservation », c'est-à-dire le recours à des mécanismes d'appel d'offres, et (ii) les mécanismes d'autosélection. L'aléa moral peut être pris en compte au travers de l'intensité du contrôle de la conformité, du niveau des amendes ou sanctions, des critères de conformité observables et du niveau du paiement, par exemple.

La théorie des enchères offre un moyen intéressant de tenir compte de la concurrence qui existe entre les agriculteurs désireux d'obtenir un contrat auprès du responsable des politiques. La mise aux enchères peut améliorer l'efficacité allocative (ce sont les offres qui présentent le rapport avantages-coûts le plus élevé qui sont choisies) et l'efficacité budgétaire (optimisation des avantages environnementaux dans le cadre d'un budget donné). Dans le cadre des enchères de conservation, les exploitants font des offres concurrentes pour un nombre limité de contrats de conservation de l'environnement. Lorsqu'il fait une offre, l'exploitant agricole doit arbitrer entre le bénéfice net et la probabilité de remporter l'enchère, sachant qu'une offre plus élevée a pour effet de relever la somme nette perçue, mais diminue la probabilité de voir son offre acceptée. Aussi le système d'enchères va-t-il pousser les agriculteurs à révéler leurs coûts estimés de mise en conformité et réduire (mais non pas éliminer) ainsi les rentes perçues par les agriculteurs bénéficiant d'asymétries d'information tout en améliorant le rapport coût-efficacité des programmes agroenvironnementaux.

En ce qui concerne la conception des mesures d'enchères de conservation, le premier choix s'effectue entre différentes *formes de paiement*. Le prix de réserve constitue un autre paramètre essentiel de conception des enchères ; il s'agit du montant maximal du paiement par unité de bénéfice environnemental, annoncé par avance ou non. Le prix de réserve renforce la concurrence entre les enchérisseurs et réduit ainsi les rentes d'information détenues par les agriculteurs, mais signale aussi le

consentement maximal à payer pour les services ou les biens environnementaux offerts.

L'un des aspects essentiels des enchères de conservation est le système d'évaluation des offres (filtre de participation). Comme les pratiques environnementales des exploitants apportent en général des avantages multiples, il faudrait adopter un système de notation des offres à critères multiples pour avoir une idée d'ensemble des avantages environnementaux de l'offre. C'est le cas, par exemple, de l'EBI (indice de bénéfice environnemental) du Programme de mise en réserve des terres fragiles des États-Unis, ainsi que de l'indice de qualité de la biodiversité utilisé dans le cadre du programme BushTender en Australie. Les avantages des enchères sur le plan de l'efficacité par rapport aux coûts varient fortement, mais les données empiriques sur les résultats des enchères ne permettent pas encore de tirer des conclusions définitives.

Les résultats environnementaux et économiques des programmes de paiements agroenvironnementaux dépendent essentiellement de plusieurs paramètres de conception des politiques qui influenceront sur les candidatures des agriculteurs et sur les offres qui seront acceptées. La conception d'un programme de paiements agroenvironnementaux efficace par rapport à son coût nécessite : (i) de déterminer quels agriculteurs, quelles parcelles et quelles pratiques sont les plus susceptibles de répondre aux objectifs du programme au moindre coût, et (ii) de définir des critères d'admissibilité, des incitations et des filtres de participation pour que les agriculteurs visés postulent en nombre suffisant, en particulier lorsque les avantages environnementaux concernent des aspects de l'espace impliquant plusieurs exploitations dans la région. Les responsables des politiques disposent ainsi de différents paramètres de conception pour attirer les « bons » participants, c'est-à-dire les agriculteurs susceptibles d'apporter la contribution la plus intéressante aux objectifs du programme.

Bien que le ciblage des coûts et des avantages au moyen du filtrage des résultats environnementaux, combiné à des appels à la concurrence ou à des paiements modulés, puisse apporter une plus grande efficacité budgétaire que les approches centrées sur des paiements fixes, il faut pondérer les avantages tirés du ciblage en fonction de l'accroissement possible des coûts administratifs (de transaction), de la perte d'avantages secondaires et de la prise en considération des questions d'équité. Il s'établit en général un équilibre entre le ciblage, l'adaptation et les coûts administratifs du programme. L'amélioration de la précision de l'instrument utilisé augmente la part que représentent les coûts de transaction liés aux politiques dans les paiements. Cependant, si les coûts administratifs peuvent être plus élevés en pourcentage des transferts dans le cas des paiements ciblés que dans celui des paiements non ciblés, des paiements bien ciblés peuvent néanmoins

permettre d'obtenir un résultat visé par les pouvoirs publics pour un coût total moindre.

Panoplies de mesures

Face aux problèmes d'information inhérents aux multiples aspects de l'interaction entre agriculture et environnement (comme le caractère diffus de la pollution), il peut être nécessaire d'associer plusieurs moyens d'action, par exemple un instrument économique et des instruments réglementaires ou d'information. Sachant que tous les moyens d'action présentent des avantages et des inconvénients spécifiques, il importe de les combiner de telle façon que leurs synergies soient maximisées et leurs interactions néfastes réduites au minimum. L'application d'une combinaison d'instruments au lieu d'un seul présente plusieurs avantages : (i) cela permet de tenir compte du fait que beaucoup de problèmes d'environnement sont d'une grande complexité, de sorte que ce n'est pas seulement le volume des émissions qui importe, mais aussi l'endroit où elles sont produites, le moment auquel elles interviennent, etc. ; (ii) de nombreux instruments sont de nature à se renforcer mutuellement ; et (iii) les combinaisons d'instruments peuvent aussi parfois améliorer l'application effective des dispositions en vigueur et réduire les coûts de transaction liés aux politiques. Cela étant, il y a aussi des facteurs qui plaident en faveur d'une limitation du nombre d'instruments employés en combinaison. Par exemple, il est possible qu'un des instruments entrave inutilement la recherche d'une solution peu coûteuse à un problème alors qu'un autre instrument aurait permis d'aboutir à une telle solution s'il avait été appliqué seul.

Evaluation ex ante et ex post

L'éventail des méthodes disponibles pour évaluer les politiques agroenvironnementales est large. Des évaluations « ex ante » et « ex post » ont été employées dans le processus d'élaboration des politiques. En matière d'évaluation des politiques, l'analyse des coûts-avantages sociaux est celle qui se rapproche le plus de l'analyse du bien-être social. Cependant, cette méthode demande une masse considérable d'informations et les résultats sont entourés de grandes incertitudes, car il est nécessaire d'établir des estimations monétaires de biens non marchands. Il s'agit essentiellement d'évaluer en termes monétaires l'incidence sur le bien-être social d'une réglementation ou d'un programme particulier, tel qu'un programme agroenvironnemental ou de conservation, afin que les décisions des pouvoirs publics puissent être prises en toute connaissance de cause.

L'analyse coût-efficacité consiste essentiellement à comparer l'efficacité environnementale à un coût. Elle génère un ratio coût-efficacité qui peut ensuite être utilisé pour comparer différentes politiques. On remarquera que les « avantages environnementaux » ne sont pas ici mesurés en unités monétaires : le résultat n'est pas une estimation de la rentabilité sociale globale. Les arbitrages entre les différents impacts environnementaux ne sont pas effectués dans la phase de modélisation comme c'est le cas dans l'analyse coût-avantages et offrent donc plus de transparence aux responsables de l'élaboration des politiques pour prendre leurs décisions. En conséquence, l'analyse coût-efficacité aide à classer les mesures entre elles, cependant elle est moins utile que l'analyse coût-avantages pour indiquer si leur mise en œuvre est rentable pour la collectivité.

L'analyse multicritères (AMC) est similaire à bien des égards à l'analyse coût-efficacité, mais elle fait appel à plusieurs indicateurs d'efficacité. Elle offre un cadre pour classer ou noter la performance générale de différentes décisions possibles à l'aune de plusieurs critères généralement mesurés à l'aide d'unités différentes.

Bonnes pratiques en vue de la conception et de la mise en œuvre de politiques agroenvironnementales d'un bon rapport coût-efficacité

Objectifs des politiques agroenvironnementales

- Les politiques agroenvironnementales ont pour objectif fondamental la réalisation des buts de la politique de l'environnement en maintenant au plus bas le coût global pour la collectivité, qui comprend les coûts de mise en conformité supportés par les agriculteurs (composés des coûts directs et des coûts d'opportunité) et les coûts de transaction liés aux politiques (CTLP), en prenant en compte les questions d'équité.
- Les objectifs d'environnement doivent être définis (puis atteints) dans un souci d'efficience économique : (i) les coûts marginaux de leur réalisation ne doivent pas être disproportionnés par rapport aux bénéfices marginaux de leur réalisation ; et (ii) quel que soit le résultat visé, il doit être produit au moindre coût.
- Les objectifs d'environnement doivent être énoncés, lorsque cela est possible et réaliste, sous la forme de résultats environnementaux plutôt qu'en termes de pratiques recommandées.
- Les objectifs d'environnement doivent être quantifiables et formulés d'une façon qui permette autant que possible d'évaluer quantitativement l'avancement de leur réalisation.

- L'évaluation ex post des politiques agroenvironnementales devrait être effectuée, lorsque cela est possible, en mesurant l'impact au moyen d'indicateurs écologiques et environnementaux pour compléter les mesures fondées sur la participation. Si le choix de politique a été fait sur la base d'un modèle quantitatif, l'évaluation des résultats du modèle devrait être intégrée dans l'analyse ex post.

Principes généraux de conception des politiques

- Les paramètres de conception des politiques à prendre en compte par les décideurs sont nombreux, mais ils se rapportent tous au fond aux trois grandes questions suivantes : (i) quels acteurs ou quelles zones faut-il cibler ? (ii) que faut-il cibler ? et (iii) quelles incitations utiliser ?
- Pour un résultat donné, les pouvoirs publics devraient se concentrer sur des mesures qui minimisent les transferts, pertes nettes, pertes d'avantages secondaires et coûts de transaction involontaires (OCDE, 2007b).
- Pour faciliter l'adoption des mesures et pour améliorer leur conception, il est conseillé que les parties prenantes pertinentes coopèrent.
- Quels acteurs ou quelles zones faut-il cibler ?
 - Les mesures devraient cibler les zones où l'agriculture contribue à la production de services environnementaux ou porte atteinte à l'environnement.
 - A l'intérieur de ces régions, cibler les agriculteurs qui exploitent les champs ou les élevages les plus sensibles du point de vue de l'environnement, ou ceux qui sont capables de fournir des biens environnementaux au moindre coût augmenterait l'efficacité du programme. Toutefois, il se peut que cela soit difficile car cela risque de soulever des questions d'équité et de nécessiter des coûts de gestion bien supérieurs.
 - Le recours à un ciblage transparent en fonction des avantages et des coûts peut contribuer à l'obtention de résultats de façon efficace et économe, mais d'autres méthodes quantitatives telles que les ACE et les AMC peuvent également être utiles et rendre les arbitrages plus explicites pour les décisions des pouvoirs publics.

- Que faut-il cibler ?
 - En agriculture, il est difficile de cibler directement les émissions ou le ruissellement en raison du caractère diffus des sources, et c'est pourquoi il peut être nécessaire de cibler des variables de substitution comme les pratiques des exploitations ou leur consommation d'intrants, les technologies employées ou l'utilisation des sols.
 - Les mesures ciblées axées sur les résultats peuvent utiliser des valeurs indicatives comme les excédents d'éléments nutritifs, les excédents d'effluents d'élevage ou des indices environnementaux.
 - L'objet ciblé devrait être étroitement corrélé avec les objectifs environnementaux, et se prêter à un suivi et une application aisés et n'induisant pas des coûts de transaction élevés.
 - Certaines mesures axées sur les résultats posent un problème car les exploitants ne sont pas en mesure de maîtriser les résultats correspondants de façon déterministe : c'est le cas entre autres de l'excédent d'éléments nutritifs, qui dépend de la part des éléments nutritifs mis en œuvre qui est contenue dans la production, alors que cette dernière est fortement influencée par les conditions météorologiques.
- Quelles incitations ?
 - Les incitations devraient éviter les problèmes d'antisélection et d'aléa moral, induire le moins possible de coûts de transactions et les programmes facultatifs devraient susciter un taux de participation élevé de la part du groupe d'exploitants agricoles ciblé.
 - Le choix de l'instrument influence non seulement l'efficacité environnementale (l'incertitude des résultats environnementaux) et le rapport coût-efficacité, mais aussi la répartition des coûts et donc l'acceptabilité de l'instrument pour la collectivité.
 - Dans de nombreuses situations, l'utilisation de plusieurs instruments en association peut donner de meilleurs résultats que le recours à un seul, mais il faut pour cela veiller à maximiser leurs synergies et à réduire au minimum leurs interactions néfastes.

- Concevoir des programmes de paiements agroenvironnementaux d'un bon rapport coût-efficacité est difficile en raison de l'asymétrie de l'information détenue par l'exploitant et le responsable des politiques, laquelle asymétrie se manifeste par l'existence d'informations cachées sur les caractéristiques de l'exploitant (forte ou faible productivité, par exemple) ou d'actions cachées concernant le respect des prescriptions environnementales par l'exploitant.
- Deux mécanismes permettent de faire face dans une certaine mesure aux problèmes liés aux informations cachées et à l'antisélection : (i) les mécanismes d'appel d'offres, c'est-à-dire la mise aux enchères, et (ii) les mécanismes d'autosélection (contrats différenciés de type principal-agent). Toutefois, les preuves empiriques de ces mécanismes sont encore peu concluantes et des recherches plus approfondies sont nécessaires. Les coûts de transaction peuvent varier considérablement en fonction du pays considéré.
- Pour faire face aux actions cachées et, partant, à l'aléa moral, on peut : accentuer la surveillance ; fixer le montant des amendes infligées en cas de non-conformité à un niveau approprié ; employer des critères de conformité observables ; et fixer le montant des paiements agroenvironnementaux à un niveau approprié (plus le paiement est élevé, plus la sanction implicite en cas de non-conformité constatée est forte), y compris une indemnisation excessive.
- Le ciblage des efforts de surveillance, assorti de sanctions plus fortes à l'encontre des exploitants en infraction pour les instruments qui sont plus légèrement contrôlés, peut contribuer à réduire les coûts de surveillance et d'application nécessaires pour atteindre un taux donné de mise en conformité.
- Dans le cadre d'un système d'enchères, les exploitants sont mis en concurrence pour l'attribution d'un nombre limité de contrats de conservation, de sorte que la probabilité d'être retenu est d'autant plus faible que le bénéfice net qu'ils retireraient en cas d'acceptation de leur offre est élevé. Le système d'enchères réduit les rentes perçues par les agriculteurs grâce aux informations privilégiées qu'ils détiennent, améliorant ainsi l'efficacité budgétaire.
- Dans les enchères de conservation qui reposent sur des indices ou filtres de participation, le gain en termes d'efficacité par rapport au coût est double : il découle tout à la fois de la mise en concurrence des offres, qui permet de réduire les rentes d'information, et de l'amélioration du ciblage environnemental. La détermination de

l'importance relative de ces deux sources de gains d'efficience est une question empirique.

- Si l'on opte pour des enchères discriminantes, où les exploitants retenus pour participer au programme agroenvironnemental sont payés en fonction de leur enchère gagnante, on réduit les rentes d'information dont ils bénéficient, mais on ne les élimine pas complètement, car la stratégie optimale pour l'exploitant consiste à faire une offre supérieure à ses coûts de mise en conformité réels.
- La principale faiblesse tient au fait que les enchérisseurs apprennent à chaque cycle d'enchères et profitent des connaissances acquises pour « surenchérir » lors des appels d'offres suivants, si bien que l'avantage en termes de coût-efficacité qu'offrent les enchères par rapport aux paiements uniformes finit par s'estomper.
- Les programmes agroenvironnementaux fondés sur les résultats peuvent améliorer sensiblement le rapport coût-efficacité, ce qui tient surtout au fait que les mesures fondées sur les résultats prennent en compte l'hétérogénéité qui caractérise les conditions dans les exploitations et l'offre de services environnementaux, et qu'elles donnent à chaque agriculteur la possibilité de choisir les pratiques qui seront les moins coûteuses dans le contexte de son exploitation.

Principes généraux de mise en œuvre des politiques

- Le choix du niveau d'administration est important pour la mise en œuvre des politiques. Les politiques agroenvironnementales ciblées géographiquement appellent une plus grande implication des autorités locales, et l'intervention des échelons inférieurs de l'administration peut de manière générale permettre de mieux cibler et adapter les incitations ; cependant, il y a aussi un risque de voir apparaître des problèmes de contrôle de l'application en cas de trop grande proximité entre les agriculteurs et les administrations locales responsables de la conception et de la mise en œuvre des politiques.
- Le choix de la zone ciblée (réglementée) est important, car les problèmes agroenvironnementaux n'ont pas tous la même dimension spatiale et le champ géographique des politiques agroenvironnementales doit correspondre à la dimension spatiale du problème considéré.
- L'application effective des mesures adoptées nécessite des moyens et induit des coûts liés à la surveillance de la conformité et à la prise de sanctions en cas d'infraction. Les possibilités d'assurer le respect des

dispositions – et donc les coûts d'application – peuvent être très variables selon les instruments mis en œuvre. Les prescriptions en matière de gestion dont le respect est aisément observable, telles que l'aménagement de bandes tampons ou la mise hors production de terres à des fins écologiques, sont plus faciles à faire appliquer que les autres, comme celles qui limitent l'épandage d'engrais et l'application de pesticides.

Annexe A
**Bases d'appréciation de la conformité
pour les différents instruments de politique
agroenvironnementale**

Mesure de la conformité	Mécanisme		
	Normes	Taxes	Échanges
Intrants			
Possibles bases d'appréciation de la conformité	Homologation des pesticides	Redevances sur les achats d'engrais ou de pesticides	Échanges portant sur les intrants
	Restrictions imposées à l'épandage d'engrais	Redevances sur l'épandage de fumier	
	Recours obligatoire à des pratiques de lutte contre la pollution, de séquestration du carbone ou de production d'habitats ou d'aménités paysagères	Partage des coûts ou autres subventions au profit d'intrants ou de pratiques qui réduisent la pollution	
		Subventions à la mise hors production de terres cultivées	
Résultats environnementaux			
Possibles bases d'appréciation de la conformité	Restrictions par rapport aux charges en éléments nutritifs modélisées	Redevances sur les charges en éléments nutritifs modélisées	Échanges portant sur les émissions estimées
	Règlements relatifs à l'épandage d'éléments nutritifs en quantités supérieures aux besoins des cultures	Redevances sur l'épandage d'éléments nutritifs en quantités supérieures aux besoins des cultures	
		Redevances sur la perte de sol nette estimée	

Annexe B

La conditionnalité dans l'Union européenne

L'approche de la conditionnalité de l'UE prévoit la possibilité de réduire, voire supprimer, les paiements si l'agriculteur ne se conforme pas aux règles obligatoires au titre de la législation en place et du maintien de bonnes conditions agricoles et environnementales. La conditionnalité crée un lien entre divers instruments de l'action publique notamment entre le soutien des revenus et certaines normes ou prescriptions statutaires. Celles-ci peuvent concerner l'environnement, la santé animale et la protection végétale, la santé publique et le bien-être des animaux ou encore l'identification et l'enregistrement des animaux, et sont inscrites dans la législation en vigueur. La possibilité de réduire les paiements en cas de non-conformité devrait permettre en principe de faire mieux respecter la législation environnementale existante.

La mise en œuvre de la législation environnementale est avant tout assurée par le biais du système de sanctions des pays membres de l'Union. La conditionnalité permet de mieux faire respecter les prescriptions et normes de base et d'éviter de verser des aides aux agriculteurs qui ne respectent pas ces règles.

L'Union européenne utilise un système dans lequel les prescriptions obligatoires et les dispositions facultatives se complètent. Les agriculteurs qui reçoivent des paiements agroenvironnementaux au titre des mesures qu'ils ont prises de leur plein gré doivent dans tous les cas respecter les normes obligatoires. En ce sens, le dispositif de conditionnalité de l'Union européenne peut déjà servir de référence pour le calcul des paiements au titre des mesures agroenvironnementales. Dans l'Union européenne, les États membres et les autorités régionales définissent les normes de conditionnalité d'après le cadre établi par l'UE en les adaptant aux conditions locales de façon à tenir compte de l'hétérogénéité des situations locales.

La conditionnalité n'a pas pour objectif direct le soutien des revenus et ne peut pas non plus servir de dispositif principal pour assurer le respect de la législation environnementale. Il s'agit plutôt d'un outil subordonnant le versement d'une aide au respect d'un large éventail de prescriptions obligatoires et renforçant ce respect.

Source : OCDE (2008a).

Annexe C

Normes ou taxes

Si l'on s'inquiète des possibilités de réaliser des buts environnementaux d'ensemble au moyen de normes de résultats, du moins en l'absence d'instruments supplémentaires, c'est parce que ces normes ne limitent traditionnellement qu'une seule des deux variables qui déterminent l'état du milieu ambiant (voir par exemple Sterner, 2003). A titre d'illustration, dans un modèle linéaire de la qualité de l'eau, la concentration d'un polluant dans le milieu ambiant (a) est égale à la somme pondérée des émissions polluantes des sources individuelles (e_i , $i = 1, 2, \dots, m$), où le coefficient de pondération (β_i , c'est-à-dire le coefficient de « transfert » du polluant) appliqué à une source individuelle correspond à la proportion des émissions de celle-ci qui affecte la concentration ambiante :

$$a = \sum_{i=1}^m \beta_i e_i$$

Les normes de résultats limitent les émissions des entreprises (e_i), mais pas le nombre d'entreprises polluantes (m). Ainsi, l'entrée de nouvelles entreprises (augmentation de m), même respectueuses des normes de résultats, peut entraîner une dégradation de la qualité de l'environnement. On le voit, ces normes ne permettent pas seules de gérer les conditions environnementales globales. Si l'entrée est également réglementée, l'efficacité s'en trouve améliorée.

Dans le modèle linéaire de la qualité de l'eau, l'efficacité au niveau des paysages se caractérise par une forme ajustée du principe d'équimarginalité pour répartir les charges de pollution entre les sources : en l'occurrence, chaque source doit fonctionner de telle façon que toutes supportent un coût marginal de mise en conformité équivalent par unité marginale d'impact environnemental. Cela donne, sous forme mathématique :

$$\frac{MC_1}{\beta_1} = \frac{MC_2}{\beta_2} = \dots = \frac{MC_m}{\beta_m}$$

où MC_i est le coût marginal de mise en conformité de l'entreprise i . Il en découle que les normes de résultats qui réduisent au minimum le coût total de mise en conformité sont celles qui s'appliquent aux entreprises de façon

modulée, en fonction de leurs coûts de mise en conformité et de leur impact environnemental. Toutefois, les coûts de mise en conformité sont des *informations privées* que ne possèdent pas les autorités de réglementation. Ainsi, quelle que soit leur connaissance de l'impact relatif des exploitations sur l'état de l'environnement, les autorités ne disposent pas des informations nécessaires pour concevoir des normes de résultats d'un bon rapport coût-efficacité. L'antisélection fait donc ici obstacle à l'efficacité allocative des normes mises en œuvre.

S'agissant des taxes fondées sur les résultats et en cas de modèle environnemental linéaire, le rapport coût-efficacité est une nouvelle fois déterminé par la règle d'équimarginalité. Ainsi que l'ont démontré des économistes, cette règle est respectée moyennant une taxe différenciée dont la structure affiche la propriété suivante :

$$\frac{t_i}{t_j} = \frac{\beta_i}{\beta_j}$$

où t_i est la taxe appliquée par unité d'émissions effectives ou estimées de l'entreprise i , et t_j est la taxe appliquée par unité d'émissions effectives ou estimées de l'entreprise j , et ce pour tout ensemble d'entreprises i et j . Il en découle qu'en cas de modèle linéaire, une répartition minimisant les coûts peut être obtenue au moyen d'une taxe différenciée en fonction de l'impact relatif des exploitations sur l'environnement. Cela tient au fait que les arbitrages entre les coûts et les impacts restent alors du ressort des exploitants, à qui le barème de la taxe fondée sur les résultats environnementaux envoie un signal-prix qui oriente leurs décisions. L'autorité de régulation n'a pas à effectuer ces arbitrages pour les exploitants, comme dans le cas des normes de résultats, et il n'est donc pas nécessaire de disposer d'informations sur les coûts de mise en conformité des différentes exploitations pour obtenir un bon rapport coût-efficacité. On estime qu'il s'agit là d'un important avantage des écotaxes par rapport aux normes environnementales. Un deuxième avantage des taxes différenciées en cas de modèle linéaire tient au fait qu'elles peuvent concrètement limiter le nombre d'exploitations (la variable m définie précédemment), à condition que les taux d'imposition absolus soient ajustés pour assurer la réalisation des buts environnementaux de l'organisme de réglementation.

La situation se complique si le modèle environnemental est plus complexe et comporte des processus environnementaux non linéaires et des incidences interdépendantes entre objectifs publics et entre producteurs. Toutefois, cette complexité n'est pas forcément aussi handicapante que dans le cas des normes de résultats. A titre d'illustration, supposons que la pollution ambiante suive le processus non linéaire

$$a = \sum_{i=1}^m \beta_i(e_i)e_i$$

où β_i est à présent fonction de e_i , de sorte que les niveaux d'émissions de chacune des exploitations influencent leurs incidences environnementales (par exemple, β_i pourrait traduire le prélèvement d'une partie des éléments nutritifs par les végétaux en lisière des champs, qui diminue sous l'effet de la saturation). Dans ce cas, des taux d'imposition relatifs efficaces par rapport à leur coût dépendent de e_i , mais une prédiction exacte de e_i ne peut être produite qu'en utilisant des informations relatives au coût. Se pose donc à nouveau un problème d'asymétrie de l'information, mais il est potentiellement beaucoup moins gênant dans ce contexte que dans celui des normes de résultats. La solution consiste à cibler les taxes en fonction des incidences environnementales estimées. Elles encouragent alors les producteurs à arbitrer entre les incidences estimées et leurs propres coûts, ce qui favorise l'efficacité par rapport au coût. On ne peut pas en dire autant des normes de résultats.

Bibliographie

- Alston, J. et B. Hurd (1990), “Some Neglected Social Costs of Government Spending in Farm Programs”, *American Journal of Agricultural Economics*. 72(1).
- Babcock, B. A., P.G. Lakshminarayan, J. Wu, et D. Zilberman (1997), “Targeting tools for the purchase of environmental amenities”, *Land Economics* 73.
- Batie, S. (2005), “The Demand for Economic Policy Analysis: Is Anyone Listening?”, *Agricultural and Resource Economics Review*. 34(2).
- Baumol, J.W. et W.E. Oates (1988), *The theory of environmental policy*, 2nd ed., Cambridge University Press. Cambridge.
- Borisova, T., J.S. Shortle, R. D. Horan et D. G. Abler (2005), “Value of information for water quality management”, *Water Resources Research*. 41:W06004, 2005.
- Braden, J.B., G.V. Johnson, A. Bouzaher et D.Miltz (1989), “Optimal Spatial Management of Agricultural Pollution”, *American Journal of Agricultural Economics*, 71(2).
- Braden, J.B. et K. Segerson (1993), “Information Problems in the Design of Nonpoint-Source Pollution Policy”. In C.S. Russell et J.F. Shogren (dir. publ.), *Theory, Modeling, and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
- Breetz H., K. K. Fisher-Vanden, L. Garzon, H. Jacobs, K. Kroetz et R. Terry (2004), *Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U.S.: A Comprehensive Survey*. Prepared for the U.S. EPA, National Center for Environmental Economics, Washington, D.C.
- Cabe, R. et J. Herriges (1992), “The regulation of non-point-source pollution under imperfect and asymmetric information”. *Journal of Environmental Economics and Management*. 22(2).

- Cason, T.N., L. Gangadharan et C. Duke (2003), “A laboratory study of auctions for reducing non-point source pollution”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46.
- Cattaneo, A., R. Claassen, R. Johansson et M. Weinberg (2005), *Flexible conservation measures on working land: what challenges lie ahead?* Economic Research Report No. 5, Economic Research Service, United States Department of Agriculture.
- Choe, C. et I. Fraser (1999), “Compliance Monitoring and Agri-Environmental Policy”, *Journal of Agricultural Economics*, 50.
- Cochard, F., M. Willinger et A. Xepapadeas (2005), Efficiency of Nonpoint Source Pollution Instruments: An Experimental Study. *Environmental & Resource Economics*.
- Connor, J. D., J. R. Ward et B. Bryan (2008), “Exploring the cost effectiveness of land conservation auctions and payment policies”, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 51.
- Davies, J. C. et J. Mazurek (1998), *Pollution Control in the United States: Evaluating the System*, Washington DC: Resources for the Future.
- Eiswerth, M.E. (1993), “Regulatory/Economic Instruments for Agricultural Pollution: Accounting for Input Substitution”, In C.S. Russell et J.F. Shogren (dir. publ.), *Theory, Modeling, and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
- Fleming, R.A. et R. M. Adams (1997), “The Importance of Site Specific Information in the Design of Policies to Control Pollution”, *Journal of Environmental Economics and Management* 33.
- Fraser, R. (2002), “Moral Hazard and Risk Management in Agri-environmental Policy”. *Journal of Agricultural Economics*, 53.
- Fraser, R. et I. Fraser (2005), “Targeting monitoring resources to enhance the effectiveness of CAP”, *EuroChoices*, Vol. 4, No. 3.
- Glebe, T.W. (2008), “Scoring two dimensional bids: how cost-effective are agri-environmental auctions?”, *European Review of Agricultural Economics* 35.
- Gren, I.-M., G. Destouni, H. Scharin, et O. Byström (2000), “Cost Effective Management of Stochastic Coastal Water Pollution”, *Environmental Modelling and Assessment*, 5.

- Griffin, R.C. et D. W. Bromley (1982), “Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality: A Theoretical Development”, *American Journal of Agricultural Economics* 64(3).
- Hailu, A. et S. Schilizzi (2004), “Are auctions more efficient than fixed price schemes when bidders learn?” *Australian Journal of Management* 29.
- Hajkowicz, S. et K. Collins (2007), “A review of multiple criteria analysis for water resource planning and management”, *Water Resource Management*, 21.
- Hanley, N., N. Whitby et I. Simpson (1999), “Assessing the success of agri-environmental policy in the UK”. *Land Use Policy*. 16(2).
- Hanley, N. Shogren et B. White (2007), *Environmental Economics in Theory and Practice, 2nd Edition*. Palgrave Macmillan, New York.
- Hansen, L.G. (1998), “A Damage Based Tax Mechanism for Regulation of Non-Point Emissions”, *Environment and Resource Economics*. 12(1).
- Hayashi, K. (2000), “Multicriteria analysis for agricultural resource management: a critical survey and future perspectives”. *European Journal of Operations Research*, 122.
- Heimlich, R. (2005), “Étude de cas sur les coûts de transaction liés aux politiques dans les programmes de conservation des terres aux Etats-Unis” (AGR/CA/APM(2005)15/FINAL).
- Hoag, D.L. et J. S. Hughes-Popp (1997), “Theory and Practices of Pollution Credit Trading in Water Quality Management”, *Review of Agricultural Economics* 19(2).
- Horan, R.D. (2001), “Differences in Social and Public Risk Perceptions and Conflicting Impacts on Point/Nonpoint Trading Ratios”, *American Journal of Agricultural Economics* 83.
- Horan, R.D., M. Ribaud et D. G. Abler (2001), “Voluntary and Indirect Approaches for Reducing Externalities and Satisfying Multiple Objectives”, In J. Shortle et D. Abler (dir. publ.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution*. CAB International, Walingford, Royaume-Uni.
- Horan, R.D. et J. S. Shortle (2001), “Environmental Instruments for Agriculture” in J. Shortle et D. Abler (dir. publ.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution*. CAB International, Walingford, Royaume-Uni.

- Horan, R.D. et J. S. Shortle (2005), “When Two Wrongs Make a Right: Second-Best Point-Nonpoint Trading Ratios”, *American Journal of Agricultural Economics*, 87.
- Horan, R.D., J. Shortle et D. Abler (1998), “Ambient Taxes When Polluters Have Multiple Choices”, *Journal of Environmental Economics and Management*. 36.
- Horan, R.D., J. Shortle et D. Abler (2002), Ambient Taxes Under m-Dimensional Choice Sets, Heterogeneous Expectations, and Risk-version. *Environmental and Resource Economics*. 21.
- Horan, R.D., J. S. Shortle et D. G. Abler (2004), The Coordination and Design of Point-Nonpoint Trading Programs and Agri-environmental policies. *Agricultural and Resource Economics Review*. 33.
- Johansson, P.-O. (1991), *An introduction to modern welfare economics*. Cambridge University Press, Royaume-Uni.
- Johansson, R.C. (2002), Watershed nutrient trading under asymmetric information. *Agricultural and Resource Economics Review* 31: 221-232.
- Kampas, A. et B. White (2003), “Probabilistic Programming for Nitrate Pollution Control: Comparing Different Probabilistic Constraint Approximations”, *European Journal of Operations Research*, 147.
- King, Dennis M. et Peter J. Kuch (2003), “Will Nutrient Credit Trading Ever Work? An Assessment of Supply and Demand Problems and Institutional Obstacles”, *ELR News and Analysis*, 5-2003.
- King, D. (2005), “Crunch Time for Water Quality Trading”, *Choices*. 20.
- Krutilla, K. (1999), “Environmental Policy and Transactions Costs”, In J. Van den Berg (dir. publ.), *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham, Royaume-Uni.
- Lankoski, J., Lichtenberg E. et M. Ollikainen (2008a), “Point/Nonpoint Effluent Trading with Spatial Heterogeneity”. *American Journal of Agricultural Economics* 90.
- Lankoski, J., E. Lichtenberg et M. Ollikainen (2008b), “Agri-environmental program compliance in a heterogeneous landscape”, Working Paper No. 08-05, Department of Agricultural and Resource Economics, University of Maryland, College Park.
- Latacz-Lohmann, U. (1998), “Moral hazard in agri-environmental schemes”, Contributed paper at the Agricultural Economics Society annual conference, 25-28 mars 1998, Reading.

- Latacz-Lohmann, U. et C.P.C.M. van der Hamsvoort (1997), “Auctioning conservation contracts”: a theoretical analysis and an application, *American Journal of Agricultural Economics* 79 (2).
- Latacz-Lohmann, U. et S. Schilizzi (2005), “Auctions for conservation contracts: a review of theoretical and empirical literature”, Report to the Scottish Executive Environment and Rural Affairs Department.
- Malik, A.S., D. Letson et S. R. Crutchfield (1993), “Point/Nonpoint Source Trading of Pollution Abatement: Choosing the Right Ratio”, *American Journal of Agricultural Economics* 75.
- McSweeney, W.T. et J. S. Shortle, J.S. (1990), Probabilistic Cost Effectiveness in Agricultural Non-point Pollution Control. *Southern Journal of Agricultural Economics* 22(1).
- Morgan, Cynthia et Ann Wolverton (2005), *Water Quality Trading in the United States*, US EPA National Center for Environmental Economics Working Paper 05-07, June, Washington, D.C.
- Mortimer, S. et J. Finn, 2008. *Ex post* evaluation of European agri-environment schemes: AE-Footprint methodology for measuring environmental performance. Document de consultant préparé pour l’OCDE.
- Moxey, A., B. White et A. Ozanne (1999), “Efficient contract design for agri environmental policy”, *Journal of Agricultural Economics*, 50.
- National Research Council (2001), *Assessing the TMDL Approach to Water Quality Management*. National Academy Press, Washington DC.
- OCDE (1997), *Avantages écologiques de l’agriculture : Enjeux et stratégies*. Le Séminaire d’Helsinki, OCDE, Paris.
- OCDE (1998), *Agriculture and the Environment: Issues and Policies*, OCDE, Paris.
- OCDE (2001), *Améliorer les performances environnementales de l’agriculture : Choix de mesures et approches par le marché*, OCDE, Paris.
- OCDE (2002), *Implementing Domestic Tradeable Permits: Recent Developments and Challenges*. Paris
- OCDE (2003), *OECD Environmental Indicators: Development, Measurement, and Use*. Paris.
- OCDE (2005a), *Agriculture, échanges et environnement : Le secteur des grandes cultures*, OCDE, Paris.

- OCDE (2005b), *Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice, and Results*. OCDE, Paris.
- OCDE (2005c), *Le financement des politiques agricoles dans l'optique de la fourniture de biens d'intérêt public et de la multifonctionnalité : Quel niveau d'administration ?* AGR/CA/APM(2005)19/FINAL.
- OCDE (2005d), *Agriculture, échanges et environnement : Le secteur des grands cultures*, OCDE, Paris.
- OCDE (2006), *Analyse coûts-bénéfices et environnement : Développements récents*, OCDE, Paris.
- OCDE (2007a), *Déficits d'information dans la conception, la mise en œuvre et le suivi des politiques agricoles*, AGR/CA/APM(2006)18/FINAL.
- OCDE (2007b), *Les coûts de mise en œuvre des politiques agricoles*, OCDE, Paris.
- OCDE (2007c), *Ciblage efficace des politiques agricoles : Bonnes pratiques pour le développement et la mise en œuvre de politiques*, OCDE, Paris.
- OCDE (2007d), *Politiques de l'environnement : Quelles combinaisons d'instruments ?*, OCDE, Paris.
- OCDE (2008a), *Élaboration et mise en œuvre des politiques agricoles : Une synthèse*, OCDE, Paris.
- OCDE (2008b), *Cadre d'action de l'OCDE pour des politiques de l'environnement efficaces et efficientes*, OCDE, Paris
- OCDE (2010a), *Écoconditionnalité dans le secteur agricole*, OCDE, Paris.
- OCDE (2010b), *Inventaire des mesures prises face aux problèmes agroenvironnementaux*, OCDE, Paris.
- OCDE (2010c), *Analyse des liens entre les politiques agricoles et leurs effets sur l'environnement dans le cadre du SAPIM*, OCDE, Paris.
- Ozanne, A., T. Hogan et D. Colman (2001), "Moral Hazard, Risk Aversion, and Compliance Monitoring in Agri-environmental Policy", *European Review of Agricultural Economics*, 28.
- Pannell, D.J. (2008), "Public benefits, private benefits, and policy mechanism choice for land use change for environmental benefits", *Land Economics*. 84(2).
- Parkhurst' G.M., J. S. Shogren, C. Bastian, P. Kivi, J. Donner et R.B.W. Smith (2002), "Agglomeration Bonus: An Incentive Mechanism to Reunite Fragmented Habitat for Biodiversity Conservation.", *Ecological Economics*. 41(2).

- Pearce, D. (2005), “What constitutes a good agri-environmental policy evaluation?” In: *Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice, and Results*. OCDE, Paris.
- Reichelderfer, K. et W.G. Boggess (1998), Government decision making and program performance: the case of the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics* 70.
- Ribaudo, M.O. et R.D. Horan (1999), The Role of Education in Nonpoint Source Pollution Control Policy. *Review of Agricultural Economics* 21.
- Ribaudo, M.O., R.D. Horan et M.E. Smith (1999), “Economics of Water Quality Protection From Nonpoint Sources – Theory and Practice”, Resource Economics Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture, *Agricultural Economic Report*, 782, Washington, DC.
- Ribaudo, M. et J. Shortle (2001), “Measuring the Benefits and Costs of Environmental Policies”, In J. Shortle et D. Abler (dir. publ.), *Environmental Policies for Agricultural Pollution*. CAB International, Walingford, Royaume-Uni.
- Segerson, K. (1988), “Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control”, *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1).
- Segerson, K. (1990). “Incentive policies for control of agricultural water pollution”, in J.B. Braden et W.G. Bogges (dir. publ.), *Agriculture and Water Quality*.
- Shortle, J.S. (1990), “Allocative Efficiency Implications of Water Pollution Abatement Cost Comparisons”, *Water Resources Research*. 26.
- Shortle, J.S. et D. G. Abler (1994), “Incentives for nonpoint pollution control”, in C. Dosi et T. Tomasi (dir. publ.), *Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis*.
- Shortle, J. S. et D. G. Abler (1997), “Nonpoint Pollution” in H. Folmer et T. Tietenberg (dir. publ.), *International Yearbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Chatham, Royaume-Uni.
- Shortle, J.S., D.G. Abler et R. D. Horan (1998), “Research Issues in Nonpoint Pollution Control”, *Environmental and Resource Economics*. 11.
- Shortle, J.S. et J. W. Dunn (1986), “The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies”, *American Journal of Agricultural Economics*. 68.

- Shortle, J. S. et R.D. Horan (2001), "The Economics of Nonpoint Pollution Control", *Journal of Economic Surveys*, 15(3).
- Stephenson, K., W. Kerns et L. Shabman (1996), *Perspectives on Chesapeake Bay: Market-based Strategies for Chesapeake Bay Policy and Management*. Scientific and Technical Advisory Committee, Chesapeake Bay Program.
- Stephenson, K., P. Norris et L. Shabman (1998), Watershed-based effluent trading: The NPS challenge. *Contemporary Economic Policy*, 16, 1998.
- Sterner, T. (2003), *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, Resources for the Future Press, Washington DC.
- Stoneham, G., V. Chaudhri, A. Ha et L. Strappazzon (2003), Auctions for conservation contracts: an empirical examination of Victoria's Bush Tender trial, *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47(4).
- Tinbergen, J. (1952), *On the Theory of Economic Policy*. Amsterdam, North-Holland.
- USEPA (Agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis) (2003), "Water Quality Trading Policy; Issuance of Final Policy", *Federal Register*. January 13, 68(8). (From the Federal Register Online via GPO Access [wais.access.gpo.gov] [DOCID: fr13ja03-53]).
- USEPA (2007), *Water Quality Trading Toolkit for Permit Writers*. Office of Wastewater Management, Water Permits Division EPA 833-R-07-004.
- Vatn, A. (2002), Multifunctional agriculture: some consequences for international trade regimes. *European Review of Agricultural Economics* 29: 307-327.
- Vukina, T., Levy, A. et M. Marra (2006), "Do Farmers Value the Environment? Evidence from the Conservation Reserve Program Auctions", Contributed paper, International Association of Agricultural Economists – 2006, Brisbane, Australie.
- Weersink, A., J. Livenois, J. Shorgren et J. Shortle (1998), "Economic Incentives for Pollution Control in Agriculture", *Analyse des politiques*, 24.
- Weinberg, M. et C.L. Kling (1996), "Uncoordinated Agricultural and Environmental Policy Making: An Application to Irrigated Agriculture in the West", *American Journal of Agricultural Economics*. 78(1).

- Weinberg, M. et R. Claassen (2006), “Rewarding farm practices versus environmental performance”, USDA/ERS *Economic Brief* Number 5/2006.
- White, B. et M. Burton (2005), “Measuring the efficiency of conservation auctions, Proceedings of the 47th Annual Australian Agricultural and Resource Economics Society Meetings”, Fremantle, Western Australia, 11-14 février 2004.
- Woodward, R.T et R.A. Kaiser (2002), “Market Structures for U.S. Water Quality Trading”, *Review of Agricultural Economics*. 24.
- Woodward, R.T., R. A. Kaiser et A. M. B. Wicks (2002), “The Structure and Practice of Water Quality Trading Markets”, *Journal of the American Water Resources Association*. 38.
- Wu, J. et B.A. Babcock (1996), “Contract design for the purchase of environmental goods from agriculture”, *American Journal of Agricultural Economics*, 78.
- Wu, J., Zilberman, D. et B. A. Babcock (2001), “Environmental and distributional impacts of conservation targeting strategies”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 41.
- Zhang, W., T.H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney et S. M. Swinton (2007), “Ecosystem Services and Dis-services to Agriculture”, *Ecological Economics* 64.

ÉDITIONS OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE
(51 2010 13 2 P) ISBN 978-92-64-08685-2 – n° 57418 2010

Lignes directrices pour des mesures agroenvironnementales efficaces

L'amélioration de la performance environnementale de l'agriculture est une priorité dans les pays de l'OCDE et dans de nombreux pays non membres de l'OCDE. Elle sera une préoccupation croissante à l'avenir étant donné les pressions qui s'exerceront pour nourrir une population mondiale en augmentation avec des ressources en terres et en eau limitées. Les politiques ont un rôle important à jouer lorsque les marchés sont inexistantes ou fonctionnent mal pour de nombreux résultats environnementaux de l'agriculture.

L'étude porte sur la conception et la mise en œuvre de normes et réglementations environnementales, d'écotaxes, de paiements environnementaux et de systèmes de permis négociables pour traiter les problèmes agroenvironnementaux. Elle aborde la question du choix des instruments d'action et de la conception d'instruments spécifiques, dans le but d'identifier ceux qui sont les plus efficaces par rapport à leur coût dans des situations très différentes d'un pays de l'OCDE à l'autre.

Les conclusions fondamentales qui se dégagent de cette étude sont qu'il n'existe pas d'instrument particulier qui laisse les pouvoirs publics espérer atteindre tous les objectifs agroenvironnementaux ; que l'efficacité des dispositifs de paiement pourrait être améliorée en ayant recours à des mesures fondées sur les résultats ; et qu'il est nécessaire que les combinaisons d'instruments comportent des instruments de politique qui se complètent et ne soient pas incompatibles.

Le texte complet de cet ouvrage est disponible en ligne aux adresses suivantes :

www.sourceocde.org/agriculture/9789264086852

www.sourceocde.org/environnement/9789264086852

Les utilisateurs ayant accès à tous les ouvrages en ligne de l'OCDE peuvent également y accéder via :

www.sourceocde.org/9789264086852

SourceOCDE est une bibliothèque en ligne qui a reçu plusieurs récompenses. Elle contient les livres, périodiques et bases de données statistiques de l'OCDE. Pour plus d'informations sur ce service ou pour obtenir un accès temporaire gratuit, veuillez contacter votre bibliothécaire ou

SourceOECD@oecd.org.