

Quelles marges de manœuvre aux niveaux national, régional et local ?

Pierre Dupraz, Pierre Rainelli

INRA, Économie et Sociologie rurales, 4 allée Adolphe-Bobierre, CS 61103, 35011 Rennes cedex
pierre.dupraz@zoazhon.inra.fr
pierre.rainelli@zoazhon.inra.fr

Si les politiques de soutien menées au niveau européen ont joué un rôle non négligeable dans le processus d'intensification, cela ne signifie pas pour autant que les États soient dépourvus de possibilités d'action, voire d'obligations en lien avec leurs engagements européens. Par exemple, le respect de la directive Nitrates de 1991 implique la mise en œuvre de politiques nationales et le Règlement du développement rural (Règlement 1257/99 - RDR), visant à modifier les pratiques agricoles en tenant compte des besoins diversifiés du monde agricole et rural, des attentes actuelles de la société et des impératifs environnementaux, doit être mis en œuvre par chaque État membre par des mesures plus ou moins ciblées et décentralisées. Ainsi, des moyens existent pour essayer de freiner ou d'inverser la tendance, soit en contrant ce processus, soit en favorisant des formes d'agriculture plus extensives. Dans le premier cas, on fait appel à la réglementation et à la taxation des intrants polluants, tandis que, dans le second, on peut jouer sur les aides agricoles, les indemnités de compensation des handicaps naturels ou les mesures agro-environnementales (MAE). Cette contribution est centrée sur les taxes et les MAE, et ne vise bien sûr pas à épuiser la question des marges de manœuvre nationales, régionales ou locales.

1. La taxation des intrants agricoles polluants

D'un point de vue réglementaire, la taxation des intrants polluants agricoles peut s'envisager dans le cadre de la TGAP (taxe sur les activités polluantes) initialement prévue dans la loi sur l'eau, loi aujourd'hui en sommeil. Il s'agit d'une extension du principe pollueur-payeur à l'agriculture. Dans un premier point, les bases théoriques de ce système sont brièvement examinées. Un second point présente les modalités d'une telle taxation. Le troisième point synthétise les résultats des expériences effectuées dans divers pays européens.

1.1. Les aspects théoriques

Sur le principe, il s'agit de faire supporter aux pollueurs le montant des dommages qu'ils provoquent, d'où l'établissement d'une taxe dont le montant devrait être égal au niveau du dommage marginal provoqué. Mais cette solution, dite de premier rang, déjà difficile à appliquer dans les pollutions ponctuelles, est impossible dans les pollutions diffuses, comme l'agriculture. En effet :

- on est en présence de nombreux agents, d'où la difficulté d'identifier l'origine des émissions, et donc des responsabilités. Cela conduit à des comportements du type « passagers clandestins » ;
- les impacts environnementaux d'un effluent ou d'un pesticide varient en fonction de la nature du sol et selon sa localisation dans le bassin versant ;
- la variété des technologies agricoles, les phénomènes climatologiques et les particularités géologiques compliquent les choses.

D'où des solutions dites de second rang qui ne sont pas idéales du point de vue théorique, mais qui constituent le mieux que l'on peut faire. Pratiquement, on va taxer non pas les émissions, mais les intrants susceptibles d'intervenir dans les émissions.

La taxe va avoir deux effets :

- le premier se traduit par des modifications de la combinaison productive. C'est l'effet de substitution ;
- le second se situe du côté du produit lui-même, puisque l'accroissement du prix de production a pour résultat une baisse du nombre d'unités produites.

Au-delà de ces effets ponctuels, s'est développé le débat touchant au double dividende. L'idée consiste, en raisonnant à pression fiscale totale inchangée, à alléger les prélèvements obligatoires sur le travail grâce aux recettes procurées par les écotaxes. Un tel recyclage est, en théorie, doublement vertueux, puisqu'il conduit, d'une part, à améliorer l'environnement et, d'autre part, à favoriser l'emploi. Une combinaison productive où le travail est encouragé va avoir un caractère moins intensif.

1.2. Les modalités de la taxation et les effets à attendre

Quand on parle de taxation des intrants, on pense surtout à l'azote. Les produits phytosanitaires sont de nature différente puisqu'il s'agit d'un facteur de production visant à protéger et non à produire directement.

La taxation de l'intrant azoté concerne aussi bien :

- l'azote des engrais ;
- l'azote des effluents d'élevage ;
- et l'azote contenu dans les aliments concentrés servant à la nourriture des animaux.

Les résultats néerlandais montrent que cette dernière voie est moins efficace que les autres car on est beaucoup plus en amont, par rapport aux impacts, et de ce fait il y a plus de possibilités de substitution.

Pour ce qui est des engrais, deux possibilités existent :

- un système uniforme avec une taxe *ad valorem*, ou taxation au premier sac, qui a le grand avantage de la simplicité, mais on ne tient pas compte des capacités d'assimilation du milieu et des pratiques agricoles. De ce fait, on touche aussi l'exploitant dont les épandages d'engrais, ou d'effluents animaux, sont entièrement utilisés par les cultures ;
- la taxation du surplus d'azote, où l'on raisonne par rapport à la seule quantité d'azote demeurant dans le sol à la fin du cycle végétatif. Cela suppose la mesure de ce qui reste, compte tenu des apports sous toutes les formes, et des exportations par les cultures ou autres.

Pour qu'une taxation ait un effet incitatif, encore faut-il que la réponse à l'accroissement de prix soit significative. D'où l'intérêt de voir les élasticités prix que l'on a pu estimer et leur signification.

La question essentielle est celle du niveau de la redevance pour avoir des résultats environnementaux à un coût compatible à la survie financière des exploitations. C'est surtout pour les systèmes *ad valorem* que l'on a des éléments. Une revue bibliographique des études européennes postérieures à 1990 recense 24 références, dont une seule pour les systèmes céréaliers.

Les conclusions quant à l'efficacité de la taxation sont plutôt réservées, puisqu'une augmentation de 100% du prix des engrais se traduirait par une baisse des quantités comprise entre 6% et 12% seulement. Pour la France, il apparaît que l'élasticité propre de la demande d'engrais dans des systèmes de grande culture varie entre $-0,08$ et $-0,30$. Des résultats plus anciens vont dans le même sens avec une élasticité-prix de l'azote peu élevée.

Si on prend à la lettre les résultats obtenus à partir des modèles de simulation, on conclut que la taxation des intrants polluants doit être très forte si l'on veut diminuer sensiblement les quantités épandues. Ceci a conduit certains auteurs à proposer des accroissements du prix de l'unité d'azote de l'ordre de 150%.

De telles augmentations ne sont pas neutres pour ce qui est des assolements : le colza, le blé, le maïs, gros utilisateurs d'engrais sont remplacés par les céréales fourragères et, surtout, des légumineuses. D'autre part, de tels taux amputent les revenus des exploitants, ce qui conduit à compenser les plus touchés en leur reversant une partie de la taxe. Il en résulte d'importantes charges de gestion.

En fait, quand on calcule les élasticités à partir de la programmation linéaire, on suppose une utilisation optimale du facteur variable étudié, ce qui conduit automatiquement à une faible élasticité-prix. Quand on raisonne par rapport aux exploitations telles qu'elles fonctionnent réellement, on obtient des élasticités plus élevées.

Mais, plus important, les approches de moyen terme conduisent à multiplier par 2 les chiffres, et celles de long terme par 3.

1.3. Les expériences de taxation des intrants polluants dans divers pays européens

Il est intéressant de voir concrètement comment le recours à une taxation a permis de réduire la consommation d'engrais.

Concernant la taxation au premier sac, l'Autriche, la Suède, la Norvège et la Finlande ont instauré, parfois depuis plus d'un quart de siècle, des systèmes renchérissant le coût des engrais. Mais il ne s'agit pas toujours d'écotaxes, les prélèvements ayant dans certains cas une simple finalité budgétaire. Ainsi, en Autriche et en Finlande, l'augmentation du prix des engrais avait pour objectif premier de financer les exportations céréalières. La taxe a été abolie lors de l'entrée dans le Marché commun pour éviter les problèmes de distorsion. D'ailleurs, pour la Finlande, les problèmes de pollution ne se posaient guère au moment de l'introduction de la taxe en 1976. Avant que son système n'évolue vers une écotaxe, la Suède affectait aussi une partie des fonds à une aide aux exportations. C'est peut-être uniquement en Norvège que la taxe a été conçue dès le départ dans une perspective écologique, ce pays étant un pionnier dans le domaine des écotaxes.

Quand on cherche à apprécier l'efficacité de la hausse du prix des engrais, on a quelques difficultés, compte tenu des conditions d'entrée en vigueur, comme on vient de le voir. D'autre part, les taux ont souvent fortement varié dans le temps, au gré des contraintes budgétaires. Notons que l'on n'a jamais des taux très élevés. Ce que l'on constate néanmoins, c'est que chaque fois qu'une hausse franche est intervenue, il y a eu baisse de consommation des intrants. La difficulté d'appréciation des impacts réels de l'effet prix tient au fait que de nombreux facteurs jouent. Parmi les plus significatifs, on relève le rapport de prix entre les céréales et les engrais, et l'évolution des surfaces fertilisables. L'exemple de l'Autriche montre que *grosso modo* la moitié de la baisse de consommation enregistrée durant la période où la taxe existait est attribuable à celle-ci.

Concernant la taxation basée sur les excédents, deux pays ont mis en place un tel système : les Pays-Bas et le Danemark. Aux Pays-Bas, les exploitations ayant plus de 2,5 UGB/ha doivent avoir une comptabilité matière permettant de calculer les excédents (MINAS). De plus, ces exploitants doivent avoir un contrat justifiant la possibilité d'écouler le lisier (MAO). Pour l'épandage, on a droit - en azote - à 250 kg/ha de prairie permanente et 170 kg /ha pour les terres arables.

Pour l'azote, de 0 à 40 kg, l'excédent est taxé à 1,15 €/kg ; au-delà de 40 kg de surplus, la taxe double à 2,3 € par kg.

Pour le phosphore, l'excédent est taxé à 9 €/kg.

On voit que la gestion et la mise en œuvre de cet ensemble sont très lourdes. Ainsi, MINAS reviendrait annuellement à 12,7 millions d'euros pour sa mise en œuvre, et à 11,5 millions d'euros pour le contrôle, soit un total de 24,2 millions d'euros. Pour MAO, on ne sait pas encore car on manque de recul.

En ce qui concerne les coûts supportés par les agriculteurs, l'essentiel tient au prélèvement d'échantillons de lisier et à leur analyse, avec des montants oscillant entre 9,5 et 24,5 millions d'euros.

Au total, on arrive à un coût d'administration et de contrôle par exploitation entre 220 et 580 €. On voit que le point-clé est le transport de lisier entre exploitations qui implique une bonne connaissance des quantités d'azote exportées, d'où la nécessité d'analyses.

En conclusion

La désintensification par le biais d'écotaxes est une voie tout à fait possible mais, dans le choix des modalités d'application, il convient de tenir compte à la fois de la situation environnementale et, surtout, du coût social. Pour juger de l'efficacité d'un système il faut raisonner :

- par rapport au coût total, en incluant tous les frais de gestion ;
- par rapport aux effets sur l'environnement, ce que l'on ne mesure pas souvent.

2. Agro-environnement et contrats territoriaux d'exploitations

Les mesures agro-environnementales (MAE) ont été généralisées par le règlement 2078/92 qui faisait obligation aux États membres de l'Union européenne de les mettre en œuvre et élevait leur cofinancement européen à 50% des compensations versées aux agriculteurs (75% dans les zones objectif 1 des fonds structurels européens). Ces mesures sont maintenant intégrées dans le règlement sur le développement rural (RDR) qui constitue le deuxième pilier de la politique agricole commune depuis l'accord de Berlin de 1999. En France, les contrats territoriaux d'exploitations (CTE) sont le principal outil de la mise en œuvre de la politique d'orientation agricole de 1999. Ils comprennent obligatoirement un volet économique et relatif à l'emploi, comprenant des aides à l'investissement, et un volet environnemental et territorial, comprenant à la fois des aides à l'investissement et des aides annuelles dans le cadre de MAE, dont les primes sont bonifiées de 20% par rapport aux MAE correspondantes hors CTE.

Ce sont des dispositifs largement décentralisés, visant une meilleure prise en compte de la diversité des situations agricoles et environnementales locales que les autres politiques. Leur efficacité dépend à la fois de la mobilisation de moyens administratifs relativement importants, notamment au niveau local, et du montant des aides versées dans le cadre d'engagements volontaires des agriculteurs. Le terme des contrats et le lien entre la pérennité des aides et celle des pratiques influent également. En raison du budget qui leur est attribué, ces mesures ne peuvent être incitatives que concentrées sur des zones limitées.

Compte tenu d'un recul de près de dix ans depuis le début de la généralisation des MAE, celles-ci ont suscité un grand nombre de recherches et de publications, permettant de tirer des enseignements plus stables et mieux renseignés que l'expérience strictement française et plus récente des CTE. Le premier point de cette section décrira les objectifs et le mode d'action des MAE. Dans le deuxième point, des éléments de résultats seront présentés à partir de données et d'expériences européennes. Le troisième point exposera les questions posées par la poursuite des MAE dans le cadre des CTE. Suspendue en 2002 par le nouveau gouvernement, l'expérience des CTE fait actuellement l'objet de l'évaluation à mi-

parcours du RDR dont les enseignements seront précieux pour la mise en œuvre des contrats agriculture durable (CAD).

2.1. Principes et modalités d'action des MAE

On peut distinguer deux types de MAE selon le type d'objectif qu'elles visent. Certaines peuvent être qualifiées de mesures transitoires d'accompagnement de la désintensification. D'un point de vue économique, elles sont destinées à financer les coûts d'adaptation des exploitations au changement des prix et des subventions, lié aux réformes de la politique agricole. La conversion des terres arables en herbage extensif, la réduction d'intrants, la diminution du chargement de cheptel et la conversion à l'agriculture biologique sont des exemples de ce type de MAE. Du fait de la baisse des prix garantis, les systèmes extensifs sont supposés devenir plus rentables dans certaines zones que les systèmes de productions initiaux, mais les coûts d'ajustements en terme de foncier, de risque productif et de formation des agriculteurs peuvent freiner cette évolution et trouvent un financement dans ce type de MAE. À l'issue de la transition, ces MAE ne se justifient donc plus. Le deuxième type de MAE vise davantage à rémunérer un service public de l'agriculture. C'est le cas des MAE visant la protection de la biodiversité et le maintien ou la restauration des paysages et, plus généralement, des aménités d'origine agricole. Dans une optique d'économie publique, ces bienfaits non marchands de l'agriculture justifieraient une rémunération permanente indexée sur la demande sociale de ces aménités. Ce type de MAE pose donc le problème de leur pérennité ou de la pérennité des rémunérations qu'elles procurent, mais aussi du calcul de ces rémunérations. En amont se trouve le problème de la définition juridique de ces services publics, c'est-à-dire de la reconnaissance et de l'attribution des droits de propriété sur l'environnement.

Le dispositif agro-environnemental français des années 1990 offrait un ensemble de mesures plus ou moins décentralisées pour s'adapter à la diversité des situations agricoles et environnementales. En dehors de la prime à l'herbe uniforme sur l'ensemble du territoire national, les autres mesures étaient élaborées et gérées au niveau local avec les comités de pilotage des opérations (CPO) spécifiques à chaque mesure et, au niveau régional, par le comité régional agriculture environnement (CRAE), chargé notamment des arbitrages budgétaires entre les différentes mesures. Certaines mesures, dites opérations zonales, étaient basées sur un cahier des charges type élaboré au niveau national et faiblement modulable, mais ce sont les opérations locales, basées sur des cahiers des charges élaborés localement, qui ont connu le plus grand succès (Couvreur *et al.*, 1999).

Ce dispositif impliquait la participation d'acteurs institutionnels et associatifs extra-agricoles dans l'élaboration des mesures, en particulier des opérations locales, et le cas échéant dans leur zonage. Ces acteurs plus ou moins impliqués selon les régions sont, notamment, le ministère de l'Environnement, les collectivités locales, les parcs naturels régionaux, la Ligue de protection des oiseaux et les fédérations départementales de la chasse et de la pêche. Bien qu'ayant suscité par endroit la méfiance des organisations professionnelles agricoles, ce dispositif a aussi permis l'émergence de dynamiques locales basées sur des collaborations étroites entre ces nouveaux partenaires.

La participation des agriculteurs éligibles aux MAE se fait sur une base individuelle et volontaire. Cela implique que la cohérence spatiale nécessaire à certains objectifs environnementaux ne peut être obtenue que pour des niveaux de primes élevés. En l'effet, l'hétérogénéité des exploitations agricoles et de la disponibilité des agriculteurs fait que l'intégration de certaines parcelles nécessaires à l'objectif environnemental se révèle particulièrement onéreuse pour l'agriculteur. Pour atteindre un objectif environnemental donné, le montant du manque à gagner risque dans certains cas d'excéder la valeur sociale associée à cet objectif, impliquant une rémunération inéquitable (trop élevée) de l'agriculteur, transformant la rente foncière initiée par les aides directes en une rente écologique. Par exemple, le ministère de l'Agriculture wallon offre 1 220 €/ha pour des bandes enherbées en zone de grandes

cultures [Le programme agri-environnemental wallon : tableau récapitulatif (Arrêté du Gouvernement wallon du 11/03/99 paru le 31/03/99 au *Moniteur belge*)]. Inversement, une rémunération assise sur cette valeur sociale serait dans ces cas-là insuffisante pour inciter l'agriculteur à contractualiser pour atteindre son objectif (Dupraz *et al.*, 2001). Ainsi, l'efficacité environnementale est souvent limitée par un manque de cohérence spatiale. Inversement, certaines MAE paraissent se limiter à de simples compléments de revenu, payés pour des parcelles où les pratiques extensives préexistantes découlent surtout du lien entre les quotas laitiers et le foncier ou des conditions d'attribution des primes bovines (plages de chargement animal).

Néanmoins, la sensibilité des agriculteurs aux problèmes environnementaux (donc, éventuellement, leur sensibilisation à ces problèmes) joue un rôle non négligeable : certains agriculteurs trouvent une satisfaction personnelle à participer à de bonnes mesures s'ils comprennent bien leur objectif et sont convaincus de leur efficacité environnementale (Dupraz *et al.*, 2000). Une dynamique collective, intégrant une animation sur les objectifs environnementaux et un accompagnement technique de l'application des cahiers des charges, influence autant la décision des agriculteurs que leurs caractéristiques individuelles.

En 1995, le budget consacré à l'agro-environnement était encore très faible. Il représentait 3% du total des aides directes perçues par les exploitants agricoles français, mais la prime à l'herbe seule représentait 2,8%. Le poids des MAE dans les aides directes n'atteignait 10% que dans l'orientation technique viande bovine et, corrélativement, dans deux régions seulement, le Limousin et l'Auvergne (Berthelot *et al.*, 1999). La faiblesse de ce budget limite les possibilités incitatives des MAE pour modifier les pratiques : ou bien des mesures peu contraignantes sont mises en œuvre sur de grandes surfaces, comme la prime à l'herbe ; ou bien les incitations financières sont concentrées sur de très petites zones, comme certaines opérations locales. En 2001, l'agro-environnement ne représentait toujours que 3,2% du total des aides directes, la prime à l'herbe représentant toujours l'essentiel des versements, malgré un léger effritement des surfaces et des bénéficiaires concernés. En raison du budget dont il bénéficie, les effets économiques et environnementaux de l'agro-environnement ne peuvent donc qu'être limités et localisés. Néanmoins le renforcement du deuxième pilier de la PAC dans le cadre d'Agenda 2000 nécessite une évaluation rigoureuse des premières expériences agro-environnementales.

2.2. Éléments d'évaluation des MAE

L'évaluation des MAE devrait schématiquement comporter trois parties : a) analyse et chiffrage des moyens et des objectifs ; b) mesure de l'efficacité environnementale et paysagère par des indicateurs bio-physiques ; c) mesure des bénéfices nets sociaux en termes monétaires. Seul le point a) fait l'objet d'une collecte de données exhaustives liée à la mise en œuvre des MAE. Elle a permis l'essentiel des analyses économiques sur les coûts, le comportement d'adoption des agriculteurs et les conséquences sur les marchés agricoles (conséquences quasi nulles d'après Van Huylenbroeck et Whitby, 1999). Notons, sur ce point a), que si les cahiers des charges associés aux MAE détaillent nécessairement les obligations de moyens des contractants et conditionnent la perception des compensations, les objectifs environnementaux ne sont pas toujours spécifiés et restent souvent très flous. La mesure de l'efficacité environnementale (point b) s'avère donc plus hasardeuse. Elle ne fait pas l'objet d'une démarche unifiée ni exhaustive. Essentiellement menée par des universitaires en fonction de leurs objectifs de recherche, elle reste souvent partielle et locale. Cette absence de comptabilité environnementale handicape d'autant la mesure des bénéfices environnementaux des MAE en termes monétaires. Ces bénéfices sont en grande partie associés à des services non marchands. Leur évaluation fait appel à des méthodes d'investigations coûteuses et discutées. On distingue les méthodes indirectes, basées sur les prix de marché de biens substitués ou compléments des services non marchands, et les méthodes

directes, comme l'évaluation contingente et l'analyse conjointe. Les méthodes indirectes ne permettent pas de traiter de manière précise l'ensemble des services environnementaux attendus des MAE, tandis que les méthodes directes posent des difficultés d'agrégation et d'extrapolation des consentements à payer des consommateurs pour ces services. En Angleterre, les premiers résultats concernant les *Environmentally Sensitive Areas* (ESA) tendent à montrer que les bénéfices (même mesurés de manière très imprécise) sont actuellement très supérieurs aux coûts, coûts d'administration inclus (Hanley *et al.*, 1999).

Par ailleurs, les coûts administratifs sont généralement négligés dans l'évaluation des MAE. Or, à partir des données d'un observatoire anglais, on a pu montrer qu'au terme d'un programme de cinq années (il s'agit des ESA, équivalents à nos « opérations locales » mais plus vastes puisque qu'il n'y en a qu'une quarantaine en Angleterre et Pays de Galles), les coûts administratifs se montaient à 30% du coût total donc à plus de 40% des compensations versées, qui seules sont cofinancées par le FEOGA (Falconer *et al.*, 2001). En comparaison les coûts administratifs de la prime à l'herbe ne dépasserait pas 2% tandis que ceux des autres MAE françaises dépasseraient pour la plupart ces 30% (données collectées à Rennes et publiées dans le chapitre de Falconer et Whitby *in* Van Huylenbroeck et Whitby, 1999).

D'où viennent ces coûts administratifs ? On distingue des coûts fixes d'élaboration, de mise en place et d'évaluation du dispositif et des coûts variables, liés au fonctionnement tels que l'instruction, le contrôle, suivi et paiement des contrats. Du fait des coûts fixes, on a des économies de taille (économies d'échelle, dans le langage commun) : plus on a de contrats ou d'hectares dans un même programme, plus le coût moyen par contrat ou par hectare est faible. Il y a donc un arbitrage à faire entre l'élaboration de contrats individualisés, bien adaptés à la ferme et aux objectifs environnementaux la concernant, mais coûteux en administration et l'élaboration de contrats standard (type prime à l'herbe), plus généraux, donc moins adaptés et moins ambitieux du point de vue environnemental, et plus simples à gérer. D'autre part, nous avons mis en évidence des économies d'apprentissage aux niveaux des coûts de transaction, c'est-à-dire une réduction de ces coûts avec le temps indépendante des économies de taille. Cela semble dû à l'expérience des managers et des agents (et également des agriculteurs) participant à la mise en oeuvre des programmes (rationalisation et automatisation des procédures, connaissance du « terrain », des dispositifs administratifs, du traitement des contentieux, etc.).

Cela amène plusieurs remarques :

Les coûts administratifs n'étant pas cofinancés, les États sont incités à proposer des contrats standard, même s'ils procurent une rente (une rémunération sans contrepartie environnementale) à de nombreux agriculteurs, comme la prime à l'herbe. De manière corollaire, des contrats bien ciblés et élaborés avec soin sont coûteux administrativement mais s'avèrent plus efficaces pour certains objectifs environnementaux. Dans ce cas, l'administration (au sens large : il peut s'agir de parcs naturels régionaux, d'associations, voire d'agences privées) est véritablement co-productrice avec les agriculteurs concernés des biens environnementaux recherchés et doit disposer des moyens nécessaires, en personnels qualifiés notamment. Au final, c'est le rapport entre les gains environnementaux et le coût total (rémunérations plus coûts d'administration) qui compte. À cet égard, le dispositif le pire du point de vue de l'efficacité environnementale et économique est celui qui fournit essentiellement une rente aux agriculteurs par l'intermédiaire de contrats individualisés. L'inflation qui a caractérisé les montants d'aides par exploitation entre les premiers et les derniers CTE signés pourraient bien être une illustration de cette dérive.

2.3. Les premiers enseignements de l'expérience des CTE

Le CTE marque une rupture dans la conception et la mise en œuvre des politiques agricoles et agro-environnementales. Il a hérité des plans de développement durable (PDD) son approche globale de l'exploitation agricole. Cela se traduit par le lien entre les engagements agro-environnementaux minimaux et les aides à l'investissement, qui constituent les deux volets des CTE. En ce sens, le volet économique du CTE est éco-conditionné et constitue une incitation supplémentaire à souscrire à ces mesures-types minimales. C'est cependant l'orientation des investissements aidés par le CTE qui déterminera l'évolution des pratiques et la poursuite des efforts engagés dans les mesures agro-environnementales associées. Il est difficile de se prononcer dès maintenant sur ces orientations. Certaines visent à saisir les opportunités fournies par les niches et la différenciation des produits : par exemple, la conversion à l'agriculture biologique. Il est probable que la majeure partie de ces investissements visent l'adaptation des exploitations aux prix et à la hiérarchie des subventions PAC, compte tenu des possibilités d'accès aux droits à produire, plutôt qu'à remplir des objectifs environnementaux.

Bien que 80% des aides versées dans le cadre des CTE soient des paiements annuels agro-environnementaux, la logique de la contractualisation est inversée par rapport aux MAE : l'élaboration du contrat CTE part de ce que chaque exploitation peut offrir comme services environnementaux, alors que l'élaboration des MAE partait des problématiques environnementales de zones déterminées, sauf la conversion à l'agriculture biologique et la prime à l'herbe, répondant à des enjeux spécifiques. En dehors de la limite d'âge, toutes les exploitations étaient donc éligibles à un CTE. En écho à la conclusion de la section précédente, ce retournement de logique pose question, aussi bien pour ce qui concerne l'adéquation entre les rémunérations et les impacts environnementaux que les coûts administratifs de l'élaboration, de la mise en œuvre et du contrôle des CTE.

Dans les faits, la mise en œuvre des CTE présente des modalités et des réalisations très diverses selon les départements. Contrairement aux MAE, les CTE sont élaborés et mis en œuvre au niveau du département. Bien que la commission départementale d'orientation agricole ait été élargie aux associations environnementales et de consommateurs à la suite de la loi d'orientation agricole de 1999, ce recentrage sur le département se traduit le plus souvent par une prédominance des organisations professionnelles agricoles mieux au fait des rouages de la cogestion. Le désengagement des services déconcentrés du ministère de l'Environnement dans le dispositif agro-environnemental, dans de nombreux départements, témoigne également de ces nouveaux rapports de force. La diversité des situations départementales peut s'apprécier selon les types de CTE et leur proportion. Ils rendent compte de l'existence et de la nature des dynamiques collectives. L'absence de dynamique locale, comme en Mayenne, est révélée par la prédominance de CTE individuels, conclus sur la base d'un contrat-type départemental, rédigé par la direction départementale de l'agriculture et de la forêt (DDAF) à partir du catalogue de mesures-types proposées par le ministère de l'Agriculture pour accélérer la contractualisation. Les dynamiques professionnelles se sont traduites par des CTE collectifs dits de « filière », pour lesquels les porteurs de projets sont des groupements de producteurs ou des coopératives laitières : ces contrats-types mettent naturellement l'accent sur le volet « investissement ». Les dynamiques environnementalistes, souvent issues d'expériences agro-environnementales précédentes, se retrouvent dans les projets dits de « territoires », formalisés ou non en contrats-types collectifs. Les porteurs de projets sont alors plus variés depuis les groupes d'exploitants jusqu'aux associations environnementales. Avec 26 porteurs de projets, la Loire-Atlantique témoigne du foisonnement de ses réseaux et dynamiques locaux ayant la volonté d'assurer une certaine continuité des MAE antérieures.

En revanche, un consensus existe sur la lourdeur et la complexité de la mise en place et de la mise en œuvre des CTE. La phase d'élaboration a été marquée par plusieurs allers-retours entre les

départements, les régions, le ministère et la Commission européenne pour la validation puis l'harmonisation des mesures. Malgré tout, certaines d'entre elles restent inapplicables et d'autres ne sont pas contrôlables. Les systèmes d'enregistrement des pratiques agricoles ne sont pas harmonisés. Selon les cas, un ou plusieurs goulots d'étranglement, au niveau de la validation des projets collectifs ou de l'instruction des dossiers ont retardé leur aboutissement. Cela explique sans doute en grande partie pourquoi la contractualisation a eu tant de peine à décoller. Après trois ans, seuls 40 000 CTE ont été signés, soit autant que de contrats MAE hors prime à l'herbe en 1998, malgré des paiements environnementaux cumulés sur cinq ans en moyenne deux fois et demi supérieurs par exploitation (22 000 € contre 8 500 € environ). Cette lourdeur administrative explique aussi en partie pourquoi les départements n'offraient plus de MAE hors CTE, malgré les rappels à l'ordre de la Commission européenne à la France.

À ce propos, le dispositif français des MAE était déjà très émietté avec ses centaines de programmes locaux comportant souvent plusieurs mesures chacun. Cependant, il était en place et commençait à se rôder. Il aurait gagné à être encore rationalisé, avec des regroupements de mesures et de zones pour réaliser des économies de taille et d'apprentissage. Même si le dispositif CTE reprend en partie celui des MAE (notamment la chaîne ADASEA-CNASEA), il constitue à la fois un émiettement supplémentaire des mesures, à la carte pour les exploitants donc souvent sans grande cohérence territoriale, et de nouvelles procédures auxquelles administrateurs et agriculteurs ont dû s'habituer.

Enfin, le volet économique des CTE (modernisation, réorientation des exploitations) est légitimement traité par la cogestion puisque les intérêts de l'État et des agriculteurs sont convergents. Ce n'est pas le cas du volet environnemental ni des MAE où la collectivité veut (légitimement) acheter au plus bas prix possible ce que les agriculteurs veulent (légitimement) vendre le plus cher possible. Mélanger les deux dans un contrat unique brouille la lisibilité de la politique agricole et complique à la fois sa mise en œuvre et son évaluation.

3. Éléments de conclusion : politiques contractuelles, taxation et conditionnalité environnementale

Les MAE et le volet environnemental des CTE sont caractérisés par des cahiers des charges et des compensations localement adaptés aux problèmes environnementaux et aux systèmes de production. Cependant l'efficacité environnementale de ces instruments est souvent limitée par un manque de cohérence spatiale et temporelle. L'adhésion volontaire ne garantit pas la cohérence spatiale des parcelles soumises à telle ou telle pratique, cohérence nécessaire à la protection efficace d'une ressource en eau, à la création d'un réseau écologique ou au maintien d'un site paysager. De même, la durée des contrats, souvent limitée à cinq ans, ne garantit pas, en elle-même, la pérennisation des pratiques, souvent nécessaire à l'apparition de leurs effets bénéfiques pour l'environnement. Ces contrats peuvent se heurter à un problème d'incitation : dès qu'ils entraînent la remise en cause d'une culture primée par le premier pilier comme le maïs, les contrats environnementaux doivent compenser la perte de la prime correspondante, en général de plusieurs centaines d'euros à l'hectare, avant même de commencer à rémunérer un effort de l'agriculteur. Inversement, certaines MAE apparaissent se limiter à de simples compléments de revenu, payés pour des parcelles où les pratiques extensives préexistantes découlent surtout du lien entre les quotas laitiers et le foncier ou des conditions d'attribution des primes bovines (plages de chargement animal). La conditionnalité environnementale peut être vue comme une taxation assise sur le décalage entre un système mesurable de bonnes pratiques et les pratiques observables par l'agriculteur.

Dans ce contexte où l'efficacité des politiques contractuelles reste soumise aux politiques dites de guichet, on peut donc distinguer deux situations. Dans la première, la conditionnalité

environnementale des politiques du premier pilier suffit à atteindre les objectifs environnementaux et territoriaux, et les politiques contractuelles sont superflues. Dans la deuxième situation, une combinaison des deux types d'instruments est nécessaire. Indépendamment de la question des coûts de transaction, la théorie en économie publique propose des principes généraux pour distinguer ces deux situations. La taxation ou l'attribution de subventions est d'autant plus efficace que l'État est parfaitement informé du comportement des agents qui en bénéficient. En revanche, le contrat vise à révéler une information détenue par ces agents mais cachée à l'État. C'est pour cette raison que le contrat est un bon outil pour exprimer une offre environnementale des agriculteurs, fortement marquée par les conditions locales des agro-écosystèmes. Il est évident que la meilleure combinaison d'instruments peut évoluer selon le niveau d'expertise de l'État sur les comportements des agents. En ce sens, les enseignements tirés des MAE ou des CTE permettent d'envisager d'atteindre certains de leurs objectifs par la conditionnalité environnementale des aides directes.

La loi d'orientation agricole de 1999 affiche la volonté de placer les agriculteurs au centre d'une politique rurale intégrée. L'expérience des CTE montre que cet outil a parfois permis de relayer des dynamiques locales pré-existantes mais reste insuffisant en lui-même pour structurer des projets territoriaux cohérents. Cette insuffisance provient, en partie, du manque de moyens des administrations agricoles et para-agricoles par rapport à une telle ambition. Au final, cette ambition relève davantage des collectivités locales et de la mise en place de structures de gouvernance adaptée, capable de formuler au secteur agricole une demande sociale claire et hiérarchisée. Les PNR ont cette vocation. Celui des marais du Cotentin et du Bessin a montré, dans une certaine mesure, sa capacité à pérenniser des objectifs et des actions environnementaux, malgré les fluctuations des politiques agro-environnementales ■

Références bibliographiques

- BERTHELOT P., CHATELLIER V., COLSON F., 1999. L'impact des mesures agri-environnementales sur le revenu des exploitations agricoles françaises. *Économie Rurale*, 249, 19-26.
- COUVREUR M., MITTEAULT F., PECH M., 1999. Les mesures agri-environnementales mises en œuvre en France. *Économie rurale*, 249, 6-10.
- DUPRAZ P., HENRY DE FRAHAN B., VERMERSCH D., DELVAUX L., 2000. Production de biens publics par des ménages : une application à l'offre environnementale des agriculteurs. *Revue d'Économie Politique*, 110(2), 267-291.
- DUPRAZ P., LÉON Y., PECH M., 2001. Soutien public à l'agriculture et au développement rural : l'équité introuvable. *Économie Rurale*, 262, 109-116.
- FALCONER K., DUPRAZ P., WHITBY M., 2001. An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas. *Journal of Agricultural Economics*, 52(1), 83-103.
- HANLEY N., WHITBY M., SIMPSON I., 1999. Assessing the Success of Agri-Environmental Policy in the UK. *Land Use Policy*, 16, 67-80.
- VAN HUYLENBROECK G., WHITBY M., 1999. *Countryside Stewardship: Farmers, Policies and Markets*. Pergamon (Elsevier Science Ltd), Kidlington Oxford, UK.