



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

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

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

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

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

No endorsement of AgEcon Search or its fundraising activities by the author(s) of the following work or their employer(s) is intended or implied.

Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture

*Christine LE ROCH
Amédée MOLLARD*

*Economic tools for
reducing non-point
pollution
in agriculture*

Key-words:
*non-point pollution,
nitrogen fertilizing,
welfare economics,
economic instruments,
environmental policy,
sustainable agriculture,
intensive production
systems, groundwater*

Summary – *Theoretical models of taxation of pollutants cannot be directly applied to the case of nitrate pollution because of its very diffuse character. Hence, if effective pollution cannot be taxed, one alternative is to tax the sale of fertilizers. But this type of taxation will not result in a reduction of nitrate emissions unless there are other viable technical paths for managing nitrogen that will really lead to a reduction of the risks of pollution. However the lack of substitutability in production severely reduces the possibility of changing agricultural techniques, and having more efficient agricultural techniques do not necessarily lead to less pollution. We think that the tax base should be enlarged to the whole range of farming systems and techniques that lead to pollution. This will help to generate resources for enabling subsidies for the search for solution techniques developed by agronomists, so that they can be adopted by farmers. Therefore to sum up the idea is to search for the ways of putting into place an appropriate "tax-subsidy" scheme and to reflect the future evolution of intensive production systems in agriculture.*

**Les instruments
économiques de
réduction de la
pollution diffuse en
agriculture**

Mots-clés:
*pollution diffuse,
fertilisation azotée,
économie du bien-être,
instruments économiques,
politiques
d'environnement,
agriculture durable,
systèmes de production
intensifs,
eaux souterraines*

Résumé – Les modèles théoriques de taxation des émissions polluantes ne sont pas directement applicables au cas de la pollution par la fertilisation azotée du fait de son caractère diffus. A défaut de pouvoir taxer la pollution réelle, une alternative consiste à taxer les achats d'engrais. Mais cette assiette de taxation ne peut se traduire par une réduction des émissions de nitrates que s'il existe des itinéraires techniques en azote suffisamment viables et efficaces pour réduire effectivement le risque de pollution. Or, la rigidité de la combinaison productive limite fortement les possibilités d'ajustement des pratiques agricoles, et résorber les inefficacités techniques n'est pas synonyme de moins polluer. Aussi, nous pensons qu'il faut élargir l'assiette de taxation à l'ensemble du système de culture polluant et subventionner les solutions techniques élaborées par les agronomes afin d'orienter directement les choix des agriculteurs. Cette démarche conduit à chercher les modalités de mise en place d'un système combinant redevances et subventions et à s'interroger sur les possibilités d'évolution des systèmes de production intensifs en agriculture.

* Formation doctorale d'économie appliquée, Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040, Grenoble cedex 9.

** Unité d'économie et sociologie rurales de l'INRA de Grenoble, équipe de recherche Régulation et Agriculture, Université Pierre Mendès France, BP 47, 38040 Grenoble cedex 9.

Les auteurs remercient vivement P. Criqui (IEPE/CNRS) et B.Ruffieux (IREPD/CNRS) ainsi que les deux rapporteurs anonymes de la revue pour les critiques apportées à des versions antérieures de cet article.

Le processus d'intensification de l'agriculture engagé depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale a privilégié des options technico-économiques fondées sur des critères de rentabilité micro-économique associés à une forte augmentation de la productivité du travail et de la terre, sans prendre en compte leur impact négatif sur les milieux naturels. Le coût social de cette dégradation de l'environnement a été progressivement mis en évidence, mais il n'a pas été imputé aux agriculteurs et les méthodes de production intensive dommageables à la qualité des eaux n'ont donc pas été pénalisées. Bien au contraire, elles se sont avérées les plus performantes et elles ont été progressivement adoptées par un nombre important d'agriculteurs. Aujourd'hui encore, les systèmes de culture qui cherchent à réduire la pollution azotée sont généralement moins rentables ; ils se soldent par des surcoûts non négligeables et, selon les solutions adoptées, par un surcroît de travail (Bel *et alii*, 1995).

La mise en évidence des dommages causés par l'activité agricole sur les milieux naturels tend à encourager la mise en place de solutions visant à prendre en compte la protection de l'environnement dans une perspective d'« agriculture durable » ou « soutenable »⁽¹⁾. Ce nouvel impératif incite les économistes à rechercher les instruments économiques les plus adéquats pour réguler ces effets externes négatifs.

– Une première possibilité consiste à privilégier une régulation par les quantités en utilisant la voie réglementaire (quotas sur les achats d'engrais par exemple). C'est d'ailleurs bien souvent par cette voie qu'a commencé l'intervention de la puissance publique (*command and control regulation*). Mais sous cette forme purement administrative, elle est souvent accusée de se traduire par des contrôles trop lourds et des coûts trop élevés en regard d'une faible efficacité. On tend actuellement à préférer à cette régulation par les seules quantités une régulation par les prix relatifs, ou à les combiner l'une et l'autre (OCDE, 1993).

– Dans cette perspective, une deuxième possibilité met en avant la recherche d'un optimum négocié, dans la tradition coasiennne de solutions fondées sur la libre négociation entre les parties et permettant d'at-

⁽¹⁾ Ces vocables sont évidemment dérivés de ceux de « développement durable » ou « soutenable », étant entendu que le qualificatif de « durable » constitue la traduction française officielle de l'anglais « *sustainable* » et que ces deux termes sont usuellement considérés comme équivalents. Sur ce concept très polysémique, on ne peut pas s'en tenir à la définition si fréquemment citée du Rapport Brundtland (édition française, 1987, p. 51) : « Développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». Etant donné qu'une définition aussi générale est source de malentendus, voire de divergences, nous avons fait une mise au point précise sur ce terme et développé notre propre analyse, en appliquant ce concept à l'agriculture, dans Bel *et al.*, 1995, pp. 19-27.

teindre un optimum de pollution. Mais, sauf dans un nombre de cas assez limités (par exemple celui de Vittel, cf. Deffontaines *et al.*, 1993), ces solutions s'avèrent assez peu applicables car les conditions à réunir sont très restrictives : en particulier, pollueur(s) et pollué(s) doivent être parfaitement identifiés ainsi que le montant des coûts et des bénéfices qu'ils encourrent. Elles supposent en outre que l'intervention d'un médiateur soit acceptée par les parties.

– Beaucoup de solutions préconisées convergent donc vers une troisième possibilité. Elles se proposent, dans la tradition pigouvienne, de réduire les dommages causés par le biais d'une taxe, dite « d'internalisation des effets externes », qui vise à modifier le jeu des prix relatifs de façon à pénaliser les pratiques intensives. Ceci impose une intervention des pouvoirs publics pour fixer les réglementations et les normes susceptibles de déclencher une intervention fiscale. Ces solutions font l'objet d'une abondante littérature (Cropper, Oates, 1992, pp. 731-740). Elles vont dans le sens de propositions classiquement formulées en économie de l'environnement (Baumol, Oates, 1988) qui consistent à modifier les variables économiques par le biais de la fiscalité de telle sorte que les techniques polluantes deviennent moins rentables et que les producteurs atteignent des normes de production jugées soutenables en s'orientant vers des méthodes plus favorables à l'environnement (*charges and standards approach*). D'autres propositions visent à compléter l'intervention fiscale par la mise en œuvre simultanée de subventions favorisant des pratiques alternatives (Barde, 1992 ; OCDE, 1994).

On étudiera donc principalement ici les instruments économiques qui privilégient le jeu de taxes, redevances⁽²⁾ ou subventions, la réglementation constituant un cadre administratif préalable permettant la mise en place de ces instruments (Godard, 1991 ; Barde, Opschoor, 1994).

En France, la politique de gestion de la ressource en eau suit une telle orientation. Son cadre général date de la loi du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution. Elle est à l'origine de la création des six Agences de bassin, devenues de-

⁽²⁾ La distinction entre taxes et redevances n'est pas facile à établir dans le domaine de l'économie de l'environnement. Sur le plan fiscal, une redevance peut être définie comme un prélèvement comportant une contrepartie, alors que la taxe est définie comme un prélèvement obligatoire et sans contrepartie. La pollution pouvant être interprétée comme un usage particulier d'une ressource naturelle (un droit à polluer), un prélèvement associé à une dégradation de l'environnement peut alors être assimilé à une redevance. La distinction entre taxes et redevances se fonde également sur l'affectation des recettes. Versées au budget général dans le premier cas, les recettes sont affectées à des fins spécifiques dans le cas des redevances. Or, dans le domaine de la fiscalité de l'environnement, ces deux aspects de la distinction entre taxe et redevance ne sont pas systématiquement réunis. Cela explique pourquoi ces deux termes sont parfois employés indifféremment.

puis « Agences de l'eau »⁽³⁾, qui se sont vues confier la gestion de la ressource en eau. Une nouvelle loi sur l'eau a été adoptée en 1992 ; elle complète et renforce celle de 1964, en accord avec les nouvelles directives européennes.

Dès 1970-1971, les Agences mettent en place des redevances sur la pollution auprès des industriels et des communes. Les agriculteurs ne sont alors pas concernés par ces mesures. Ce n'est qu'avec le VI^e programme des Agences de l'eau (1992-1996) qu'est posé le principe du paiement d'une redevance-pollution par les agriculteurs, conformément à la directive européenne sur les nitrates de 1991. Cette directive est mise en place progressivement depuis 1993 pour les effluents d'élevage ; un décret de mars 1996 a défini pour l'horizon 1999-2003 des normes décroissantes de fertilisation organique et réglementé les périodes d'épandage dans les zones vulnérables (30 % du territoire). En ce qui concerne la pollution par les nitrates issus de la fertilisation minérale apportée aux cultures, la question d'une redevance n'est pas évoquée pour le moment mais elle se pose à moyen terme et ses éventuelles modalités d'application doivent être discutées.

Cet article s'interroge tout d'abord sur l'efficacité d'une redevance-pollution en grandes cultures⁽⁴⁾ où la rigidité des combinaisons productives est telle qu'elle laisse peu de marge de manœuvre pour un infléchissement des pratiques actuelles, ainsi que sur le bien-fondé d'une taxe assise sur les achats d'engrais. Il vise ensuite à effectuer des propositions permettant de surmonter les problèmes identifiés et d'élaborer des instruments économiques plus appropriés.

LA THÉORIE DU BIEN-ÊTRE APPLIQUÉE À LA POLLUTION DIFFUSE : LA TAXE SUR L'AZOTE

Les modèles théoriques développés par l'économie du bien-être sont fondés sur une vision strictement économique des problèmes de pollution. S'inscrivant dans la tradition pigouvienne, ils consistent à obliger les pollueurs, par le biais de la fiscalité, à intégrer dans leur calcul économique le coût des dommages qu'ils occasionnent. Ce raisonnement théorique va dans le sens du principe pollueur-payeur posé par l'OCDE dès 1972 et réaffirmé dans l'Acte unique européen, selon lequel l'auteur des dommages doit en supporter les conséquences financières.

⁽³⁾ Etablissement public à caractère administratif doté de l'autonomie financière, soumis à la double tutelle d'une assemblée composée de représentants des élus, des usagers et de l'administration (Comité de bassin) et du ministère de l'Environnement. L'Agence se doit d'aider financièrement et techniquement à la lutte contre la pollution et à l'aménagement rationnel de la ressource en eau.

⁽⁴⁾ Il s'appuie sur la partie empirique d'un programme de recherche interdisciplinaire réalisé dans le cadre de l'Observatoire sur les nitrates et les pesticides de La Côte-Saint-André (cf. encadré). Ce programme porte en particulier sur le maïs, culture importante dans cette zone (25 % des surfaces).

Le modèle théorique de taxation de la pollution

Optimum social et analyse coût-avantage

Dans l'économie du bien-être, les pollutions sont analysées comme des dysfonctionnements résultant d'une « défaillance ou faillite du marché » (*market failure*, Bator, 1958). Une telle situation est expliquée par le fait qu'aucun prix (ou un prix insuffisant) n'est affecté à certaines ressources naturelles. Leur usage et, par conséquent, leur dégradation ne s'assortissent donc d'aucun coût pour le responsable des dommages.

Le « coût privé » de la production va ainsi se différencier de son « coût social » supporté par la collectivité du fait des dommages occasionnés. Pour rétablir une situation optimale (en terme d'optimum social), il convient alors de taxer le pollueur sur la base des dommages occasionnés au pollué. Cette procédure permet d'égaliser les coûts marginaux sociaux et privés.

Il s'agit alors de déterminer le niveau de pollution qui procure l'avantage social maximal, étant entendu que ce serait sans doute un non-sens à la fois technique et économique de supprimer une production utile pour atteindre le niveau zéro-pollution. L'objet de l'analyse coût-avantage consiste à déterminer le niveau de pollution optimal qui peut être atteint lorsque le coût marginal de réduction de la pollution est égal au coût marginal des dommages. Le montant de la taxe est alors égal au coût de réduction de la pollution au niveau de pollution optimal (Desaigues, Toutain, 1978).

Ce schéma théorique résiste cependant trop mal à la confrontation avec la réalité pour être directement exploitable, même s'il constitue la référence classiquement invoquée en économie de l'environnement. Ses possibilités d'application tel quel s'avèrent bien faibles car il suppose de disposer d'une masse d'informations rarement accessibles. Elles le sont d'autant moins qu'on n'a pas un pollueur et un pollué parfaitement identifiés et que la pollution elle-même est difficilement mesurable. Dans le cas de la pollution par la fertilisation azotée, il est impossible d'évaluer⁽⁵⁾, comme d'imputer⁽⁶⁾, les dommages marginaux. La courbe des coûts de réduction de la pollution est par conséquent elle-même impossible à déterminer.

⁽⁵⁾ Comment mesurer les dommages consécutifs à une détérioration de la qualité de la ressource en eau ? Les dommages causés à la santé humaine par une élévation des taux de nitrates sont encore mal évalués par la médecine et sujets à incertitude. Quelle peut être alors leur valeur monétaire ? Comment mesurer les conséquences de ce phénomène sur l'ensemble des écosystèmes ? Comment prendre en compte les aspects cumulatifs de cette pollution ? Des évaluations peuvent être tentées par différentes méthodes mais elles risquent de rester partielles. Ces questions sont abordées dans une thèse en cours à l'équipe R et A, INRA ESR Grenoble. (C. Grappey).

⁽⁶⁾ Ce point sera développé ultérieurement.

Norme de qualité et analyse coût-efficacité

Parce que le niveau de pollution optimal ne peut être déterminé et parce que des critères autres qu'économiques⁽⁷⁾ peuvent entrer en ligne de compte, la fixation d'une norme de pollution ou d'un « niveau standard permis par le public » selon l'appellation de Conway (1991) peut intervenir sans qu'une analyse coût-avantage ne vienne la justifier. Cette norme se substitue alors à la pollution optimale du modèle théorique.

Tel est le cas de la pollution des eaux destinées à la consommation humaine, pour lequel le critère de la santé publique est prépondérant. Dans la directive n° 80/778, les Etats membres de la Communauté européenne ont fixé, non sans peine, la teneur maximale en nitrates à 50 milligrammes par litre (seuil de potabilité) et un niveau guide de 25 milligrammes par litre (Leclerc, 1993). Il faut souligner ici que, bien que cette norme fasse l'objet de contestations de par son caractère arbitraire (Seymour *et al.*, 1992), elle n'en reste pas moins la seule référence actuelle en matière d'objectif de réduction de la pollution azotée.

Cette norme de qualité fixée, il s'agit alors de déterminer quels sont les moyens qui vont permettre de l'atteindre au moindre coût pour la société. C'est l'objet de l'analyse coût-efficacité. Une taxe est dite efficace, et non plus optimale, lorsque son montant est égal au coût marginal de réduction de la pollution au niveau de la norme.

Il est très complexe d'obtenir les informations permettant de déterminer directement le taux de taxe répondant à cet objectif, pour au moins deux raisons : d'une part les coûts individuels de réduction de la pollution constituent une information que les producteurs n'ont pas intérêt à dévoiler ; d'autre part, l'agrégation des coûts individuels, variables pour chaque producteur, serait une tâche extrêmement lourde et coûteuse. Ce taux doit donc être fixé par ajustements itératifs. Le taux de la taxe par unité de pollution émise est fixé initialement à un taux arbitraire et, si ce taux ne permet pas de réduire suffisamment la pollution et donc d'atteindre les normes acceptables préétablies, il suffit tout simplement de le rehausser. Ainsi, les pouvoirs publics, en se basant sur ces ajustements successifs seraient vite en mesure d'évaluer le taux de taxe adéquat, permettant de ramener la pollution au niveau souhaité (Baumol, Oates, 1988).

⁽⁷⁾ Barde (1992) regroupe sous l'appellation de critères « environnementaux » l'ensemble des considérations liées à la santé, au bien-être, à la sécurité ou au développement économique (menaces sur les ressources en eau, sur la productivité des sols et autres écosystèmes, sur la diversité biologique, le climat, etc.). Nous intégrons également dans ce critère les préoccupations éthiques fondées sur la nécessité de préserver le patrimoine naturel qui sera transmis aux générations futures.

Il n'est alors plus nécessaire de disposer ni d'une évaluation monétaire du dommage, ni des coûts marginaux de réduction de la pollution, mais seulement de données chiffrées sur les niveaux de pollution constatés.

Le cas de la pollution par les engrains azotés

Evaluation et imputation des pollutions

Si cette approche par les normes permet d'évacuer les principales difficultés d'application du schéma théorique initial, elle n'est cependant pas très adaptée au problème de la pollution de l'eau par les nitrates. En effet, cette approche est fondée sur la possibilité de taxer les émissions polluantes «par unité de pollution émise». Elle repose donc sur l'existence d'une relation stable et identifiée entre émissions et pollutions. Elle suppose également de pouvoir mettre ces émissions en relation avec la norme globale adoptée afin d'ajuster la taxe. Or :

1. L'imputation des émissions polluantes, autrement dit la mesure de la contribution de chaque agriculteur à l'élévation générale du taux de nitrates observé dans la nappe, se révèle actuellement impossible. La pollution observée n'est pas une fonction linéaire des quantités d'engrais organiques ou minéraux utilisées, et il est fort utile pour les économistes, s'ils ne souhaitent pas se contenter d'une représentation trop simpliste de la réalité, de se référer aux apports des agronomes et des hydrologues sur son origine :

– Elle dépend tout d'abord de l'interaction de trois ensembles de facteurs dont l'impact n'est pas toujours mesurable (Sébillotte, Meynard, 1990; Mary, 1992): *les facteurs climatologiques* (importance et répartition temporelle des précipitations, températures, évapotranspiration potentielle...); *les facteurs agrologiques* (propriétés physico-chimiques, hydrodynamiques et microbiologiques des sols); et *les facteurs agronomiques* (types de cultures, rotations, travaux culturaux, pratiques de fertilisation, couverts végétaux, irrigation, profondeur d'enracinement...). En outre, les phénomènes de minéralisation des sols et de reliquats d'azote deviennent cumulatifs dans les zones de production intensive anciennes (Addiscott *et al.*, 1991). En définitive, plutôt que des «facteurs de pollution» isolables, ce sont des «systèmes polluants» qui sont à l'origine des phénomènes observés.

– Elle dépend ensuite de processus de transfert extrêmement complexes selon la nature du sol et la vitesse différentielle de l'eau et des nitrates (transferts verticaux), et selon les caractéristiques propres de la nappe : profondeur, puissance et dynamique, écoulements préférentiels... (transferts horizontaux). Les nappes phréatiques étant situées à des profondeurs variant de 10 à 100 mètres en moyenne, la durée des transferts est très variable selon les sites et peut prendre de 6 à 40 ans selon le type de sol.

**La Côte-Saint-André:
un Observatoire Rhône-Alpes des pollutions diffuses
agricoles**

Depuis 1990, une recherche expérimentale a été mise en place sur le site de La Côte-Saint-André avec un partenariat étroit entre recherche, profession agricole et collectivités territoriales. Son but : estimer l'importance des pollutions des sols et des eaux souterraines induites par les pratiques agricoles intensives en grandes cultures et proposer des stratégies techniques et économiques permettant de réduire ces pollutions.

Une dizaine de laboratoires de recherches de différentes disciplines sont impliqués dans ce programme dont la coordination est assurée par le LTHE/CNRS et par l'INRA/R & A : hydrologie et physique des sols, physiologie végétale, chimie de l'eau et de l'atmosphère, écotoxicologie, écologie microbienne, agronomie, économie. Ces équipes appartiennent au CNRS, au CEMAGREF, au CEA, à l'INRA et aux Universités de Lyon et de Grenoble. Après une première phase où chaque équipe a mené sa propre démarche disciplinaire avec une simple coordination et information réciproque, on est passé, à partir de 1995-1996, à une phase de recherche plus intégrée à l'échelle du bassin versant.

Le choix de ce site n'a pas été fait en fonction du degré élevé de pollution : le taux de nitrates dans la nappe progresse régulièrement mais il est moins élevé que sur les autres sites « Ferti-mieux » de l'Isère. Il s'explique donc moins par l'urgence d'une intervention que par l'existence, autour du Lycée agricole départemental et de la ferme expérimentale, d'une zone pilote caractérisée par une bonne convergence de la recherche et de ses partenaires socio-économiques : Chambres d'agriculture régionale et départementale, Association syndicale d'irrigation, Coopérative agricole dauphinoise, AGPM (maïs), ITCF (céréales, fourrages), CETIOM (colza, tournesol), Conseil général de l'Isère, Région Rhône-Alpes, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse.

Il convient donc de rester extrêmement prudent dans les essais de mise en relation entre sources de pollution et teneurs en nitrates observées dans la nappe. Ainsi, sur le site de La Côte-Saint-André, les études menées depuis 1990 (cf. encadré ci-dessus) ont mis en évidence une vitesse de déplacement par convection des nitrates de l'ordre de 5 millimètres par jour contre 0,5 à 1 mètre par jour pour la vitesse du transfert d'eau, mais on ignore presque tout de la vitesse du transfert sol-nappe dans les mètres suivants. Par ailleurs, la vitesse des transferts horizontaux (déplacement des nitrates infiltrés dans la nappe) oscille entre 5 mètres et 10 mètres par jour (Kengni, 1993). Il est donc impossible de dater et

de localiser avec précision l'origine des émissions polluantes dont on mesure les effets en termes de taux de nitrates dans les captages.

D'une manière générale, l'application d'une taxe sur la base des émissions unitaires s'avère impossible lorsque la relation de cause à effet entre les pratiques polluantes et les dommages observés est complexe et non linéaire. A défaut de pouvoir taxer les émissions réelles, on est alors dans l'obligation de mettre en place un système d'estimation des participations respectives des producteurs à la pollution totale observée. Il ne s'agit plus alors de taxer une émission polluante réelle mais une pollution estimée ou « théorique ». Tout le problème consiste alors à déterminer la grandeur sur laquelle sera assise la taxe.

2. Le niveau de la taxe ne pourra pas être ajusté en fonction de l'objectif à atteindre car ce dernier est exprimé en termes de milligrammes de nitrates par litre d'eau présents dans la nappe faute de pouvoir l'exprimer en termes d'émissions polluantes. Lorsqu'on mesure ce taux pour le comparer à la norme, il s'agit là d'un constat effectué *a posteriori* qui ne correspond pas nécessairement aux émissions réelles. L'évolution des taux de nitrates présents dans la nappe ne peut constituer un indicateur fiable de l'évolution des émissions polluantes que si les bassins versants ont été identifiés avec précision et que le temps de percolation des nitrates vers la nappe (temps de latence) est connu et suffisamment faible pour qu'on puisse mettre en relation l'évolution des taux de polluants et celle des pratiques agricoles. Or c'est loin d'être toujours le cas, notamment à La-Côte-Saint-André).

Il sera donc difficile de se baser sur l'observation des taux de nitrates dans la nappe pour en tirer des conclusions quant à l'impact de la taxe sur les émissions polluantes. Le critère de détermination du taux de la taxe ne pourra être fondé que sur une estimation de la diminution des émissions théoriques nécessaire à une réduction de la pollution globale telle qu'on puisse se rapprocher de la norme de 50 milligrammes par litre.

Remarquons enfin que cette norme ne pourra être atteinte avec un taux de taxe uniforme quelle que soit la nappe et les productions concernées. En effet, le phénomène de la pollution de l'eau par les nitrates est aussi lié à la concentration géographique des cultures. L'impact des émissions individuelles est d'autant plus important qu'elles sont concentrées dans le temps et dans l'espace.

Une assiette et un taux de taxe approchés

En résumé, lorsqu'il n'est pas possible d'identifier précisément ce qui est attribuable à une pollution donnée, ou le niveau de contribution à un dommage imputable à tel ou tel agriculteur, les solutions fondées sur des redevances ou sur des normes individualisées calculées à partir de la dégradation occasionnée au milieu doivent être abandonnées (Bonnieux *et al.*, 1993). Il

faut alors se diriger vers un système de taxation approchée permettant une baisse de la pollution globale, sans distinguer précisément les effets imputables à chaque producteur. Il s'agit ensuite de déterminer l'assiette et le taux de la taxe qui vont être les plus efficaces socialement, autrement dit qui vont permettre d'atteindre l'objectif poursuivi au moindre coût pour la société (Baumol, Oates, 1988). Le choix de l'assiette de taxation va ainsi être fondé, à la fois sur le critère de la faisabilité du système (critère qui va privilégier la simplicité) et sur celui de la proximité entre l'objet de la taxe et les émissions effectives. Or, dans le cas d'une pollution faisant intervenir de nombreux facteurs, ces deux critères apparaissent souvent antagonistes.

Justification d'une taxe sur l'azote

La plupart des recherches concernant les instruments économiques de lutte contre la pollution de l'eau par les nitrates issus de la fertilisation apportée aux cultures s'attachent à étudier les modalités de mise en place d'une taxe sur l'azote et les effets de celle-ci (De Haen, 1984 ; England, 1986 ; Dubgaard, 1986, 1990 ; Bonnieux, Rainelli, 1990 ; Bonnieux *et al.*, 1993 ...). C'est la raison pour laquelle les travaux menés sur cette assiette de taxation seront largement développés.

Principe d'une modification des rapports de prix

La modification du rapport de prix entre les intrants et la production finale a fait l'objet de nombreux travaux et est généralement invoquée lorsqu'on cherche à résoudre le problème de la pollution des eaux par les nitrates, par le biais de la fiscalité.

Cela s'explique par la relation évidente, bien que très partielle, existant entre le niveau de la fertilisation azotée et le risque de pollution par les nitrates ainsi que par la facilité de calcul d'une taxe assise sur une grandeur simple, telle que les achats d'engrais minéraux ou le produit de la vente des céréales.

Le principe économique d'une action sur les prix est simple : plus le coût des consommations intermédiaires est faible comparativement au supplément de marge brute qu'elles permettent de dégager, moins l'incentive à en restreindre l'usage est importante. Or, dans le cas du maïs, le rapport de prix actuel entre l'azote acheté et la production vendue est de l'ordre de seulement 5 %, et l'ordre de grandeur est le même dans le cas du blé (Bel *et alii*, 1995).

En théorie, l'abaissement de la rentabilité marginale des engrains peut être obtenu par une réduction du prix de la production ou par une augmentation du prix de l'azote. Toutes choses égales par ailleurs, l'optimum économique se déplace alors et se réalise à un niveau de consommation d'intrants inférieur au niveau initial. Le producteur est par

conséquent incité à réduire ses consommations d'engrais et à adopter des itinéraires techniques plus économies en azote, moins rentables à l'heure actuelle, mais qui le seraient avec les nouveaux rapports de prix.

Taxer l'azote ou la production finale ?

Il faut cependant souligner que le renchérissement du prix de l'azote et la diminution du prix des produits ne produisent pas les mêmes résultats. Une réduction du prix des céréales ne se traduit pas nécessairement par une baisse importante de la fertilisation azotée, la demande d'engrais étant peu sensible aux variations de prix des produits. Par exemple en France, les livraisons d'azote aux cultures ont diminué d'environ 12 % entre 1990 et 1995, en dépit d'une baisse du prix de l'azote de près de 20 %, cette tendance ne pouvant pas être mise en relation avec l'évolution très contrastée du prix des céréales dans la même période : forte baisse amorcée en 1992-1993 à la suite de la réforme de la PAC, puis nette reprise en 1994-1995 due à la situation du marché mondial (source SCEES).

Selon England (1986), une baisse du prix des céréales de 30 % se solderait par une réduction de 6,3 % des consommations d'azote en Grande-Bretagne. Les résultats obtenus au Danemark par Rude et Dubgaard (1989) sont moins pessimistes : d'après ces derniers, une diminution des prix d'environ 50 % permettrait d'obtenir une réduction des consommations de l'ordre de 30 à 35 %.

D'une manière générale, la baisse des prix se traduirait avant tout par un retrait des terres les moins productives plutôt que par une réduction significative du niveau d'intensification de la production. Elle entraînerait également des effets sur le revenu agricole plus importants qu'une taxe sur les engrains (Bonnieux, Rainelli, 1989). On voit donc que pour réduire la rentabilité marginale des engrains, la baisse du prix des produits serait beaucoup moins efficace qu'une taxe sur l'azote.

De toutes manières, cette problématique comparative entre prix du produit et taxe sur l'intrant souffre d'une grande ambiguïté. Elle considère en effet qu'il s'agit de deux instruments économiques équivalents sur lesquels une institution régulatrice pourrait indifféremment agir. Mais il n'en est rien, et les prix agricoles, même fréquemment administrés comme dans l'Union européenne, obéissent malgré tout aux impératifs du marché. Il y a donc là une raison de plus en faveur de la mise en place d'une taxe.

Evaluation de la taxe en terme de réduction des achats d'engrais

L'efficacité d'une taxe assise sur les achats d'engrais ne fait cependant pas l'objet d'un consensus. Les critiques qui lui sont opposables sont principalement d'ordre méthodologique et concernent sa capacité à se

traduire par une réduction significative des consommations d'azote. Quant aux expériences étrangères en la matière, elles ne permettent pas de tirer de conclusion précise.

Les expériences étrangères

Cette incertitude sur les effets de la taxation de l'azote s'explique par deux ensembles de facteurs. D'une part, les systèmes fiscaux adoptés ont été dirigés avant tout vers la collecte de recettes plutôt que vers l'infléchissement des pratiques agricoles, de telle sorte que le niveau de la majeure partie des taxes mises en place est relativement faible, ce qui doit aussi être mis en relation avec le souci de leur acceptabilité. D'autre part, ces expériences nationales de taxation n'ont pas fait l'objet de bilan précis quant à leur impact réel (Lavoux, Baldock, 1992 ; OCDE, 1994).

Ainsi, à titre d'exemple, l'Autriche a introduit une taxe sur les engrains d'un niveau très bas dès 1986, mais son principal objectif était de collecter des fonds pour écouter les excédents. La Norvège taxe également l'azote minéral depuis 1989, mais son très faible niveau (2 %) n'en fait pas non plus une véritable taxe environnementale bien que les fonds collectés soient principalement affectés à un objectif de réduction de la pollution azotée (conseil aux agriculteurs notamment). En Suède, les engrains sont taxés au taux de 20 % pour financer le coût des exportations agricoles excédentaires sur le marché mondial. Mais il existe par ailleurs une taxe spécifiquement environnementale depuis 1984 dont le taux a augmenté progressivement pour atteindre 10 % du prix de l'engrais en 1990. L'objectif global étant de réduire la consommation d'azote de 20 % d'ici l'an 2000, le gouvernement suédois est prêt à augmenter le montant des taxes si le taux actuel de celles-ci s'avère insuffisant. Cependant, il est difficile de dire avec certitude quel niveau de réduction des consommations d'engrais est imputable à la variabilité du montant de ces taxes. La stabilisation des achats d'engrais azotés en Suède et sa réduction en Autriche (18 % d'azote en moins entre le début de l'année 1986 et la fin de l'année 1989) ne peuvent pas être attribuées avec certitude uniquement aux politiques fiscales adoptées.

Au total, au-delà de ces difficultés d'imputation, les expériences de taxation de l'azote sont encore trop peu nombreuses pour que l'on puisse se prononcer avec certitude sur leurs effets.

Elasticité-prix de la demande d'azote et substituabilité des facteurs

L'efficacité d'une taxe sur les engrais azotés a fait l'objet de diverses simulations économiques et d'observations monographiques ou partielles, mais les résultats obtenus ne sont pas convergents. Les effets d'une taxe sur l'azote sont conditionnés par l'existence de possibilités de

substitution technique à cet intrant (Amigues, Touzan, 1990). Plus ces dernières seront importantes, plus l'élasticité-prix de la demande sera forte. Or, les différentes recherches ne s'accordent pas sur ce point (Hanley, 1990).

Une partie des études menées à ce sujet ont constaté des élasticités-prix de la demande d'engrais relativement limitées, conduisant à proposer des niveaux de taxation extrêmement élevés. Ainsi, England (1986) constate qu'une taxe sur les engrais azotés conduirait à une réduction des consommations limitée en Grande-Bretagne : de 8,6 à 11 % selon la nature des céréales cultivées avec une taxe de 100 % et de 16,1 % à 21,2 % avec une taxe de 200 %. Les travaux menés au Danemark par Rude et Dubgaard (1989) concluent quant à eux qu'il faudrait une taxe de 150 % sur l'azote minéral pour obtenir une réduction des consommations d'azote de l'ordre de 25 à 30 %. Il s'en suivrait alors une baisse de la production céréalière de 5 à 10 %.

Ces résultats sont contestés par d'autres travaux qui introduisent la possibilité d'un ajustement par les quantités, prennent en compte les anticipations et les délais d'adaptation aux variations de prix (Bonnieux, Rainelli, 1989) et cessent de supposer que tous les facteurs de production sont à leur niveau optimal (existence d'inefficacités techniques, Bonnieux *et al.*, 1993). Ainsi, en relâchant l'hypothèse de fixité du travail familial et de la terre et en procédant à des ajustements de la combinaison productive à moyen terme, on obtient des élasticités-prix de la demande d'engrais deux à trois fois supérieures (Vermersch, 1989). Cette hypothèse pourrait cependant être contestée à son tour sur la base de recherches sur le travail des agriculteurs effectuées à partir de plusieurs enquêtes et sources statistiques (Lacroix, Mollard *et al.*, 1988) : bien que les horaires de travail observés montrent clairement une certaine flexibilité à court terme, celle-ci porte sur une faible part du volume de travail total et concerne plutôt le travail à temps partiel des aides familiaux que celui des chefs d'exploitations ; par contre, si l'on considère la structure des emplois sur les exploitations : petit nombre d'actifs, degré de spécialisation et qualification, on doit convenir qu'il y a en réalité une forte rigidité structurelle du facteur travail sur le moyen terme.

Il faut aussi souligner que la notion d'efficacité technique développée par Bonnieux *et al.*, (1993) est en partie appréciée dans une problématique de substitution de l'azote organique à l'azote minéral acheté, avec l'hypothèse d'une équivalence d'action de ces deux formes d'apport. Si cela se justifie en présence d'une situation d'excédent structurel d'azote organique, ces possibilités de substitution sont très faibles dans les zones de culture intensive où l'élevage est quasiment inexistant, et la marge de résorption des inefficacités techniques se trouve donc limitée.

Les hypothèses retenues par le modèle MAGALI tiennent compte pour leur part de fortes possibilités de substitution entre productions (des cultures exigeantes en azote vers les productions les moins consommatrices

d'engrais et notamment les productions animales). Il en résulte ainsi une élasticité de la consommation d'engrais de - 0,7 % à court terme (un an) et de - 1,7 % à moyen terme (5 ans) (Amand-Madelin, 1992).

Finalement, il n'y a pas de consensus en matière d'évaluation de l'élasticité-prix de la demande d'azote et, par conséquent, des niveaux de taxe à adopter. La divergence des résultats obtenus s'explique par les différences fondamentales existant entre les hypothèses retenues en matière de possibilités de substitution et les méthodologies utilisées. Les modèles théoriques conventionnels se révèlent donc peu applicables tels quels et les économistes se contentent en général de proposer une taxe sur les engrains azotés, sans être toutefois d'accord quant à la réduction des achats d'azote qu'elle entraînerait.

Sans vouloir ici trancher ce débat, on peut tout de même remarquer que les possibilités de substitution à l'azote sont d'autant plus faibles et la rigidité de la combinaison productive d'autant plus grande que les itinéraires techniques alternatifs plus économies en azote, à l'exception de la fertilisation raisonnée, ne sont connus que dans leurs grandes lignes (cultures intermédiaires pièges à nitrates, semis sous couvert, façons culturelles, diversification des assolements, cf. Lacroix, 1995). Ils ne sont pas encore opérationnels au niveau de chaque exploitation, et donc susceptibles d'être adoptés par les agriculteurs par le simple jeu d'une taxe sur l'azote. En l'état actuel, ce signal-prix resterait donc sans effet, mise à part une incitation des agriculteurs à valoriser au mieux leur fertilisation.

Ce processus est d'ailleurs déjà bien amorcé puisque les consommations d'éléments azotés, on l'a vu, se sont stabilisées depuis 1990-1991. On doit alors se demander si les effets des opérations de conseil du type « Ferti-mieux », qui apportent aux agriculteurs le soutien technique nécessaire pour économiser l'azote, conjugués avec ceux de la réforme de la PAC, qui les incite à résorber les inefficacités techniques (Vermersch *et al.*, 1993) et à valoriser au mieux les intrants, ne seraient pas suffisants pour résoudre les problèmes actuels de surfertilisation, au moins dans les zones où l'élevage est peu développé (Le Roch, 1992). Taxer l'azote, alors, n'apporterait aucun surcroît d'efficacité.

TENTATIVE D'ÉLABORATION D'UN SYSTÈME DE REDEVANCE-SUBVENTION EFFICACE

Une des critiques essentielles de la taxe sur l'azote est qu'elle assimile réduction des consommations d'azote et réduction des pollutions. Or, on l'a vu plus haut, la pollution azotée n'est pas seulement un problème de surfertilisation. Les mesures effectuées en 1992 et 1993 par les hydrologues et les agronomes sur le site de La Côte-Saint-André l'ont mis clairement en évidence : des reliquats d'azote élevés subsistent dans le sol,

même après une réduction très importante des engrains (Kengni *et al.*, 1994). C'est plutôt le cumul de multiples facteurs de risque qui constitue la cause déterminante de la pollution dans les systèmes de culture.

Ceci conforte l'idée d'une efficacité limitée d'une taxe, même élevée, sur l'azote. On recherche donc ici la possibilité d'élargir l'assiette de taxation au-delà des seuls achats d'engrais, en envisageant des instruments d'intervention plus complexes et plus appropriés sur les « systèmes polluants ». Après un premier bilan, on esquisse ensuite les principes d'un système combiné de redevance-subvention qui permette d'orienter plus efficacement les choix des agriculteurs vers les changements techniques recommandés par les agronomes. Enfin, on s'interroge sur les conditions d'appropriation par les agriculteurs de ces nouvelles recommandations et sur les perspectives d'évolution des systèmes de cultures intensifs.

Vers des assiettes de taxation plus larges et plus complexes

Si certaines solutions techniques proposées par les agronomes correspondent simplement à une démarche économique en azote (fertilisation raisonnée), d'autres solutions au contraire, plus radicales dans leur ambition, sont fondées sur l'ajustement des systèmes de culture à la sensibilité du milieu vis-à-vis de la pollution azotée (Lacroix, 1995). Les agronomes soulignent ainsi les différences dans la répartition spatiale de la pollution et les risques qui tiennent aux spécificités locales du milieu. L'intensité inégale des problèmes de pollution azotée fait qu'il est plus important de réduire les fuites de nitrates dans les zones où l'eau destinée à la consommation humaine est contaminée que de bâtir un programme de diminution modeste de la consommation d'engrais azotés (Lavoux, Baldock, 1992). Dans ces conditions, une réduction globale des consommations d'azote s'avérera ici insuffisante, là, quasiment inutile. Dans les zones particulièrement exposées au risque de pollution azotée, c'est non seulement sur l'azote mais également sur l'ensemble des pratiques agricoles qu'il faudrait exercer un contrôle draconien.

Pour intégrer ces différents aspects et ouvrir la voie à des systèmes de cultures « soutenables », une démarche économique appropriée consiste à élaborer une assiette de taxation la plus proche possible des émissions polluantes réelles, autrement dit qui tienne compte à la fois des facteurs de risque associés aux pratiques culturales et de ceux liés à la nature du milieu.

La taxation par niveaux de risque

Les pollutions théoriques peuvent être estimées à partir d'échelles de risque du type de celles développées par Sébillotte et Meynard (1990) ou Fabre *et al.*, (1993). Il s'agit alors de taxer les agriculteurs d'après leur

place sur une grille d'évaluation des risques de pollution. L'adjonction de coefficients de pondération relatifs aux conditions climatiques et aux caractéristiques de la nappe ou le recours à des modèles de minéralisation-lessivage (tels que LIXIV développé par l'INRA de Laon) pourraient renforcer la précision de l'évaluation des risques de pollution nitrique⁽⁸⁾.

Une assiette de taxation fondée sur une grille de risque complexe a malheureusement pour inconvénient d'être très lourde à mettre en œuvre à grande échelle. Elle suppose en effet de collecter une quantité importante d'informations individuelles dont la fiabilité risque de ne pas être très bonne et peut se solder par un coût administratif élevé. Elle risque également d'être mal comprise et donc mal acceptée par les agriculteurs. Il peut malgré tout être intéressant de conserver le principe de ces grilles de risque détaillées dans les zones à protéger en priorité, notamment les périmètres de captage.

L'OCDE préconise une démarche allant dans ce sens : « *Pour infléchir efficacement les décisions de production de l'exploitant, une taxe doit être assise à la fois sur la consommation d'engrais et sur l'assolement. En outre, infléchir d'autant plus les comportements que les milieux récepteurs sont fragiles nécessite de différencier les taxes par types de sols et/ou de réseaux hydrologiques.* » (1994). L'OCDE propose alors une taxe sur les achats d'intrants dont le taux pourrait être lié à la combinaison assolement/nature des sols. Cette solution, quoique limitant le nombre de paramètres pris en compte dans l'évaluation de la pollution effective, conserve l'inconvénient d'être peu applicable à grande échelle.

Dans la pratique, les achats d'engrais peuvent être appréhendés par les fournisseurs (ou les factures individuelles des exploitants), les assollements par les déclarations des exploitants ou la télédétection (Benoit, 1993), les sols et les bassins versants par la cartographie.

Ce dernier point rejoint l'idée d'un zonage du risque faisant intervenir la pédologie ainsi que d'autres facteurs tels que le climat. Cette idée a été développée en Alsace où une carte régionale (au 1/25 000) distinguant six classes de risques a été réalisée⁽⁹⁾. Ce type d'approche reste cependant encore peu répandu à l'heure actuelle bien que la poursuite d'une cartographie détaillée soit en discussion, notamment pour adapter l'échelle au droit des périmètres de protection des captages (Zilliox *et al.*, 1990). Ces travaux pourraient également être développés dans le cadre de l'élaboration des Schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE) et vont dans le sens des objectifs de la directive Nitrates.

⁽⁸⁾ Tel est précisément l'objet d'une nouvelle phase du programme de recherche de La Côte-Saint-André, en collaboration avec des agronomes (INRA Laon, INRA Colmar et ISARA).

⁽⁹⁾ Cette carte a été réalisée sous l'égide de la commission interministérielle d'études de la nappe phréatique de la plaine d'Alsace par une équipe de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, du PIREN et de l'INRA avec l'aide du département du Haut-Rhin, de l'Agence de l'eau et du ministère de l'Environnement.

Il reste cependant un problème extrêmement difficile à résoudre : celui de la mise en relation des achats d'engrais totaux et de leur ventilation par culture et par type de sol.

La taxation des excédents azotés

La pollution théorique peut être également évaluée en faisant abstraction de facteurs liés à la nature du milieu. L'assiette de taxation sera alors calculée sur la base des excédents d'azote non consommés par les plantes. Ceux-ci constituent en effet un indicateur des risques de fuite ultérieure de l'azote vers la nappe. Deux types de méthodes permettent d'appréhender les excédents d'azote :

– La première méthode repose sur la mesure des reliquats d'azote après récolte. Sa fiabilité fait l'objet d'un débat entre agronomes, qu'il ne nous appartient pas de trancher : les reliquats d'azote mesurés dans le sol ne permettraient pas d'évaluer correctement l'azote excédentaire car ils présentent une variabilité importante selon les protocoles retenus. L'avenir de ces résidus va par ailleurs être largement déterminé par la durée de l'interculture, pendant laquelle le sol reste à nu. Celle-ci constitue une phase critique du processus dans le sens où elle est extrêmement propice au lessivage de l'azote excédentaire. C'est malgré tout la méthode qui a été retenue dans le Baden-Württemberg (voir ci-dessous).

– la seconde méthode s'appuie sur la balance azotée. Elle consiste à comptabiliser les apports effectués par l'agriculteur en azote minéral et en azote organique sur une culture et à déduire de ces apports les quantités d'azote exportées lors de la récolte, l'évaluation étant fondée sur les rendements effectifs et sur le type de culture. Il est possible d'effectuer des bilans d'azote plus précis, tenant également compte des assolements, à l'aide de modèles tels que « Bascule » (Benoit, 1992). Cette méthode, dans sa version complexe, pose les mêmes problèmes de mise en œuvre à grande échelle que les grilles de risque. La balance azotée simple, plus facile à calculer, a l'inconvénient d'être moins précise.

Cela dit, quelle que soit la méthode utilisée, l'évaluation de la quantité d'azote non consommée par la plante n'est qu'un indicateur du risque de pollution associé à une fertilisation excédentaire. Cet azote est potentiellement lessivable mais les fuites effectives dépendront ensuite des nombreux autres facteurs intervenant dans le processus de pollution.

Bilan en termes d'efficacité, de complexité et d'équité

Déterminer l'assiette de taxation consiste à sélectionner des indicateurs représentatifs de la pollution réelle. Cette tâche n'est pas simple dans le cas de la pollution par les engrains azotés car, pour être précis, il

faudrait prendre en compte les nombreux facteurs qui interviennent dans le processus.

Quel que soit le degré de précision adopté, on reste dans l'approximation de la pollution réelle. L'assiette de taxation pourra difficilement intégrer les incertitudes temporelles et géographiques liées au temps de percolation vers la nappe et à la détermination des bassins versants ainsi que l'aléa météorologique. L'important n'est pas d'intégrer la totalité des facteurs intervenant dans le processus de pollution mais de raisonner en terme de système de culture à risques plutôt que de se focaliser exclusivement sur l'azote et de prendre en compte la sensibilité du milieu. Soulignons à ce propos que les différentes assiettes de taxation présentées ne constituent pas une liste exhaustive des différents choix possibles. D'autres combinaisons sont envisageables.

Au total, si l'on compare ces assiettes de taxation, on constate que, moins la grandeur taxée intègre de paramètres, plus sa mise en œuvre est aisée. Mais, en simplifiant l'assiette de taxation, on risque de perdre en efficacité par rapport à l'objectif de réduction des pollutions.

Par ailleurs, en cherchant à intégrer les facteurs de risques liés à la nature du milieu, paramètres sur lesquels les agriculteurs ne peuvent agir, on provoque une inégalité de traitement entre producteurs. Les ajustements nécessaires pour réduire le risque de pollution azotée sont d'autant plus importants que le milieu est défavorable. Il peut donc en résulter l'apparition d'un nouveau type de rente différentielle qui ne s'apparente plus à l'inégale fertilité des terres chère à Ricardo, mais à l'inégale fragilité des milieux.

Une telle démarche peut apparaître contradictoire avec le principe d'équité qui est de règle en matière de fiscalité. Les producteurs ne sont certes pas à égalité face à des contraintes agronomiques ou pédologiques identiques, étant donné que la structure de l'exploitation limite plus ou moins la capacité d'ajustement des systèmes de culture, mais ils le seraient encore moins face à des contraintes de milieux forcément très variables. Une telle situation, probablement difficile à accepter par les agriculteurs, paraît cependant incontournable.

Elle implique une modification complète des rentes différentielles liées à la productivité des sols constatée aujourd'hui. Autrement dit, dès que l'objectif de rendement maximum de la production agricole est tempéré par un objectif de préservation des ressources et de limitation des risques liés au milieu naturel, on perturbe inévitablement la hiérarchie spatiale actuelle de la rentabilité de l'agriculture et donc les critères qui ont fondé jusqu'à présent la concurrence entre exploitations. Se pose alors la question d'amoindrir ou non cet effet par des subventions appropriées.

La subvention : alternative ou complément à la taxe ?

Lorsqu'une taxe est instaurée, elle permet de dégager des recettes dont l'affectation dépendra des objectifs de l'initiateur de la taxe. La question de l'usage des fonds collectés est un aspect essentiel des politiques d'environnement fondées sur la taxation. Les recettes peuvent non seulement servir à financer l'information et la formation (conseils techniques), à amortir le coût administratif de mise en place et de contrôle de la taxe... mais aussi à améliorer son acceptabilité sociale. En effet, la taxe peut être utilisée pour financer et permettre de nouvelles subventions.

Justification économique d'une subvention

La possibilité même de subventionner les pollueurs fait l'objet d'un débat entre économistes. Dans la logique de l'économie du bien-être, la subvention doit en principe s'analyser comme une taxe négative : au lieu de pénaliser le pollueur en lui faisant supporter la perte de bien-être qu'il cause au(x) pollué(s), (conformément au principe pollueur-payeux), on vise plutôt à alléger le surcoût des techniques de dépollution supporté par l'entreprise qui dépollue, à la proportion du gain de bien-être qu'il permet⁽¹⁰⁾. On pourrait donc imaginer de combiner indifféremment l'un ou l'autre de ces instruments, selon que l'on souhaite ne pas détériorer ou au contraire améliorer la qualité de l'environnement.

En fait, cette symétrie est trompeuse. L'approche théorique montre que les résultats comparés d'une taxe et d'une subvention ne sont pas équivalents selon l'horizon temporel adopté (court terme ou long terme) ou selon que l'on considère une firme isolée ou une branche (Baumol et Oates, 1988); on sait également, au terme de nombreuses approches empiriques (évaluation monétaire), que les coûts d'opportunité d'une taxe et d'une subvention sont différents (Desaigues, Point, 1993). L'acceptabilité sociale d'une subvention est donc en principe supérieure à celle d'une taxe.

Du point de vue du débat qui nous intéresse ici, s'il s'agissait simplement de remplacer une taxe pénalisant des consommations excessives d'azote par une subvention qui encouragerait une utilisation plus modérée des fertilisants, cette dernière se heurterait aux mêmes limites quant à son efficacité puisque, dans les deux cas, la relation univoque et linéaire entre l'azote et la pollution est aussi réductrice et l'effet attendu serait donc limité.

La subvention, en réalité, n'a de sens que si elle s'inscrit dans une logique de changement technique. En effet, une taxe, en modifiant les prix

⁽¹⁰⁾ Dans une perspective coasiennne, la subvention est une indemnité négociée entre le pollueur et le pollué pour que celui-ci ne subisse pas de perte de bien-être du fait de la pollution, ou au contraire pour dédommager le pollueur de ses pertes de production.

relatifs, ne peut conduire vers une technologie alternative que si celle-ci est disponible sur le marché à un coût acceptable (*best available technology*). Mais puisque, dans le cas étudié, les solutions techniques proposées sont encore peu opérationnelles, leurs coûts élevés et leurs effets incertains, seule une subvention associée au respect d'un cahier des charges peut faciliter un *processus de changement technique positif (adjusting incentives, Costanza, 1991)*. Rien n'empêche, en outre, de combiner un tel système de subvention à une redevance (taxe dite de financement) sur les pratiques polluantes, permettant de dégager les recettes nécessaires à une politique technologique et de R&D, tout en émettant un signal-prix négatif pour les agents pollueurs. Telle est la perspective que nous envisageons ci-après.

Objet d'un système de subventions et orientation des choix agronomiques

Pour certains auteurs, la mise en place d'un système de subventions apparaît quasiment incontournable, même s'il apparaît contradictoire avec le principe pollueur-payeur (Baldock, 1992), la justification étant de permettre aux agriculteurs de faire face aux surcoûts engendrés par une meilleure prise en compte de l'environnement. Pour d'autres, ces subventions ne peuvent être que transitoires (Conway, 1991 ; Delache, Gastaldo, 1992), puisqu'elles sont destinées à réduire le coût des investissements réalisés par les agriculteurs pour maîtriser la pollution, notamment lorsque des mesures économiques et/ou réglementaires viennent rendre ces aménagements obligatoires. Lavoux et Baldock (1992) distinguent ainsi les subventions et les paiements compensatoires, les seconds étant définis comme des « *indemnisations accordées aux agriculteurs affectés par des contraintes environnementales* ». De tels paiements compensatoires ont déjà été mis en place pour la lutte contre les pollutions par les effluents d'élevage et sont appelés à se développer dans le cadre de la protection des eaux souterraines contre les nitrates issus de la fertilisation apportée aux cultures.

Notons que la mise en place de subventions pourrait également avoir pour objet de compenser partiellement les pertes occasionnées par la mise en place de la redevance-pollution. Dans le cas d'une fiscalité faisant naître des rentes différentielles, un système de subventions fondé sur la compensation des inégalités liées à la qualité du milieu pourrait être envisagé au même titre que les subventions du type « indemnité spéciale montagne ».

Mais, dans la logique de changement technique évoquée plus haut, les paiements compensatoires peuvent être utilisés plus efficacement dans le but d'introduire des pratiques spécifiques et d'orienter directement les choix des agriculteurs en faveur de solutions techniques préco-

nisées par les agronomes. Dans cette perspective, l'attribution des subventions doit être conditionnée à un engagement contractuel d'adoption des solutions qu'on cherche à promouvoir (cahier des charges, limites temporelles). Un tel système constitue une incitation directe à privilégier une technique particulière, tout en se traduisant par une réduction des surcoûts occasionnés par l'adaptation des productions aux contraintes du milieu.

Ces sortes de subventions, employées seules, n'ont pas été très efficaces jusqu'à présent si l'on s'en tient aux résultats obtenus en France avec l'article 19⁽¹¹⁾. Si l'Angleterre, l'Allemagne, les Pays-Bas et le Danemark l'ont appliquée rapidement sur leur territoire, en France, seuls 2 projets pollution des eaux avaient été agréés au 1er octobre 1991. (Leclerc, 1993). Mais il faut reconnaître que la faiblesse du niveau des subventions comme celle de l'enveloppe budgétaire allouée n'ont pas favorisé l'adhésion des agriculteurs; en outre, la profession agricole était bien plus réticente qu'aujourd'hui à ce type de mesures (Lacroix, Mollard, 1995).

Vers un modèle de redevance-subvention

Combinées avec une redevance, les subventions peuvent pallier l'impossibilité de mettre en place une taxe véritablement dissuasive, c'est-à-dire d'un niveau suffisant pour atteindre l'objectif fixé. C'est ce système que nous appelons « redevance-subvention ».

Quelle combinaison pour une redevance-subvention ?

D'une manière générale, la mise en place d'un système incitatif par le biais de subventions produit des résultats d'autant plus efficaces que la subvention est d'un montant suffisant à elle seule ou qu'on lui associe un système de contraintes (réglementaires ou économiques) allant dans le même sens. Combiner les redevances et les subventions apparaît alors intéressant tant du point de vue de l'efficacité que de l'acceptabilité sociale.

Une combinaison de ce type consiste à asseoir les assiettes de taxation et de subvention sur la même base de telle sorte que les agriculteurs qui refusent d'appliquer les recommandations techniques disponibles se voient pénalisés, alors que ceux qui s'engagent à les respecter sont subventionnés. Ce système, encouragé par l'OCDE sous le nom de « taxe de différenciation du revenu neutre » (Conway, 1991), cumule les effets de la taxe et ceux de la subvention, les agriculteurs qui n'en bénéficient pas se trouvant pénalisés de l'équivalent d'une double taxe.

⁽¹¹⁾ Une partie de cette action devait venir en coordination et en complément de la législation sur les périmètres de protection de captage des points d'eau, en articulation avec les recommandations du CORPEN.

L'exemple type est celui du Baden-Württemberg où les pratiques agricoles sont soumises à des restrictions (cahier des charges) dans le périmètre de protection des captages d'eau potable depuis la mise en place en 1988 de la réglementation « Schalvo ». Une mesure des reliquats azotés présents dans le sol après récolte est réalisée sur un hectare sur trois pour contrôler les agriculteurs. Lorsque la teneur en azote du sol est en dessous de 45 kg par hectare, l'agriculteur reçoit une indemnisation, si elle se situe entre 45 et 90 kg, il n'en bénéficie pas ; au delà, il lui est infligé une amende. Le système est financé par une taxe sur la consommation d'eau : le « Wasserpfennig ». Actuellement 80 % des surfaces concernées font l'objet d'indemnisations. Depuis la mise en place du « Schalvo », une stabilisation, voire une baisse⁽¹²⁾, des teneurs en nitrates a été observée. Des indemnisations semblables sont également proposées au Royaume-Uni dans le cadre d'un programme connu sous le nom de « zones sensibles aux nitrates » (Lavoux, Baldock, 1992).

Il est également possible de combiner redevances et subventions sans les asseoir précisément sur la même base. Nous avons en effet évoqué la possibilité de subventionner directement des pratiques agricoles définies par un cahier des charges. La subvention est alors accordée selon des critères très précis qu'une assiette de taxation, même complexe, ne pourra pas prendre en compte. Les effets de la redevance et de la subvention se renforcent néanmoins mutuellement, bien que l'une et l'autre ne réfèrent plus à la même assiette.

Le financement du système

Un tel système de redevance-subvention pour les pollutions diffuses peut-il être conçu pour s'autofinancer, la prise en charge de ces surcoûts revenant totalement à l'agriculture ? En ce qui concerne les Agences de l'eau, il devrait y avoir, du moins dans l'avenir, un certain parallélisme entre la source de financement de la protection des eaux (le secteur taxé) et la redistribution des subventions.

La question est donc posée : les agriculteurs réputés responsables des pollutions diffuses liées à leur activité doivent-ils supporter entièrement le coût de la dépollution pour que la société puisse disposer d'une eau de qualité ?

Le principe pollueur-paiement n'exclut pas la possibilité de répercuter sur les consommateurs le surcoût occasionné par une meilleure prise en compte de l'environnement, en augmentant le prix des produits. Mais cette possibilité est fortement restreinte pour les produits agricoles dont les prix sont souvent régulés par voie administrative. Pourtant, si les exploitants agricoles sont de toute évidence les responsables directs de la

⁽¹²⁾ La diminution des taux ne peut être attribuée avec certitude aux effets du « Schalvo », les années à venir en décideront.

pollution azotée induite par leur activité, il faut admettre que la société, dans son ensemble, en est aussi responsable, quoique de façon indirecte. En effet, la volonté politique de maintenir une agriculture compétitive sur le marché mondial ainsi que les choix des consommateurs qui privilégièrent les produits alimentaires à bon marché cautionnent en quelque sorte l'agriculture polluante (Leclerc, 1993).

Si donc on veut préserver l'équilibre financier des exploitations agricoles et si l'on admet que les consommateurs doivent contribuer au financement du manque à gagner associé à la mise en place de pratiques moins polluantes, il convient de trouver un système qui permette de répercuter une partie de ces coûts au niveau des consommateurs. Il apparaît ainsi envisageable que ces derniers aident à subventionner l'agriculture par le biais des taxes sur les consommations d'eau prélevées par les Agences de l'eau.

Les limites d'un instrument économique efficace

Un changement des pratiques agricoles ne saurait voir le jour sans un cadre économique incitatif, mais celui-ci n'est pas suffisant pour déclencher les processus d'ajustement recherchés. En effet, les solutions techniques élaborées par les agronomes ne se diffusent pas spontanément dans les exploitations agricoles, *a fortiori* lorsqu'elles présentent une rupture très marquée avec la logique de production intensive, actuellement cohérente et relativement stable.

Il apparaît donc essentiel de prendre en compte les freins d'ordre technologique auxquels risque de se heurter l'évolution de l'agriculture vers des systèmes moins polluants, et de préciser les conditions de ce changement technique. L'orientation des choix technologiques s'inscrit dans une vision plus large des problèmes de pollution que l'approche strictement économique. Elle suppose d'ouvrir le champ des interventions publiques au delà de la seule fiscalité. Il faut compléter le jeu des prix relatifs par une politique de changement technique, pour constituer un contexte favorable à la diffusion de nouvelles normes de production (Costanza, 1991).

Blocages techniques à la diffusion des solutions agronomiques

La diffusion des solutions techniques élaborées par les agronomes peut être entravée par la rigidité de la combinaison productive. Mais il s'agit moins d'un problème de disponibilité des facteurs de production que d'inflexionnement d'une logique intensive très prégnante, et qui limite fortement les possibilités d'ajustement des systèmes de culture. La production agricole intensive se caractérise par un ensemble d'interventions standardisées, fortement interdépendantes les unes des autres et

tournées vers un objectif de rendement maximum, alors que la protection de la qualité des eaux exige l'introduction d'interventions spécifiques qui ne trouvent pas spontanément leur place dans cette cohérence d'ensemble. Ainsi, une politique de réduction de la pollution par les nitrates doit aussi intégrer ces blocages technologiques.

Au niveau micro-économique, la diffusion et la promotion des innovations relève essentiellement de l'encadrement technique. Cela suppose une réorientation de l'action de la profession agricole dont le rôle est essentiel dans la diffusion des techniques agricoles. Ce processus est déjà amorcé avec la création des opérations de type « Ferti-Mieux » par les Chambres d'agriculture et la mise au point progressive de nouvelles références par les instituts techniques⁽¹³⁾. Mais il doit se renforcer, bénéficier d'un budget suffisant pour financer des actions de terrain. L'intérêt d'un encadrement technique « de proximité » doit aussi être souligné, car il semble que le message des acteurs d'environnement soit mieux reçu au niveau local qu'au niveau sectoriel (Lacroix, Mollard, 1995).

Mais ces actions doivent aussi s'insérer dans une politique de changement technique plus large, au niveau macro-économique, sous peine de rester marginales, notamment dans une perspective d'évolution de l'agriculture intensive vers un modèle plus « soutenable ».

Conditions d'évolution des systèmes de culture intensifs

Les propositions pour l'évolution des systèmes intensifs en sont encore au stade expérimental. Elles proviennent essentiellement de la recherche publique, parfois des instituts techniques ou professionnels. Les solutions les plus radicales qui sont proposées rompent avec la logique interne des exploitations agricoles mais aussi avec l'univers technique existant, autrement dit avec la cohérence de l'organisation sectorielle de la production et les orientations techniques qui sont prises par les instituts techniques, les circuits de distribution ou l'industrie agro-alimentaire (Bonny, 1994).

Or, les innovations résultent des avancées de la science et de la technologie, mais elles sont aussi un produit social. Elles sont le produit de l'évolution de la demande et des réglementations traduisant certaines préoccupations sociales. Il y a interdépendance réciproque du développement technologique et de l'environnement social et institutionnel (Freeman, 1987).

Un changement de trajectoire technologique des systèmes de culture vers des méthodes de production moins intensives ne peut intervenir que progressivement et suppose que le *système sectoriel d'innovation de l'agri-*

⁽¹³⁾ Voir par exemple *AGPM Info*, numéro spécial, Le maïs et la réglementation de l'environnement, n° 182, novembre 1994.

culture (Bonny, 1995)⁽¹⁴⁾ y soit favorable. Cela est loin d'être acquis même si l'agriculture intensive est en crise depuis déjà plusieurs années, et si la réforme de la PAC et ses mesures d'accompagnement traduisent la montée des préoccupations environnementales et l'amorce d'un processus de désintensification.

La question de savoir si ce changement de contexte socio-économique va orienter et infléchir les orientation des recherches et permettre leur diffusion dans les années à venir reste donc posée.

CONCLUSION

L'élaboration d'instruments économiques efficaces pour réduire les pollutions diffuses dues à l'agriculture soulève de nombreuses questions, tant du point de vue du choix de l'instrument adéquat que de celui de l'assiette, du niveau de taxation (ou de subvention), et, en définitive, de l'origine réelle de la pollution. Une norme de qualité constituant l'objectif à atteindre a été fixée, mais elle ne repose pas sur une technologie existante. C'est une « norme pari » qui spécifie les caractéristiques auxquelles doit répondre le milieu récepteur, mais n'apporte aucune indication quant aux techniques qui permettent de l'atteindre (Barde, 1992).

Nous avons voulu montrer qu'une modification des prix relatifs par le jeu d'un système combiné de redevances-subventions peut constituer, en définitive, une solution efficace au problème des pollutions diffuses. Mais celle-ci est conditionnée à son tour par l'existence d'alternatives techniques et l'absence de rigidités productives trop fortes empêchant d'intégrer ces ajustements. Ces conditions ne sont pas réunies dans le cas des grandes cultures.

L'instrument économique proposé doit alors être étroitement articulé au choix d'une stratégie de changement technique. La gestion optimale de l'azote, objectif de court terme incontournable pour cesser les pratiques de surfertilisation, ne doit pas empêcher l'évolution de la cohérence d'ensemble des systèmes de culture polluants, objectif de plus long terme qui procède d'un lent processus de maturation : la gestion optimale des systèmes techniques relativement au milieu.

⁽¹⁴⁾ C'est-à-dire, selon cet auteur qui s'inspire de la notion de système national d'innovation de C. Freeman (1987), les différents acteurs et institutions produisant de nouvelles techniques, les mécanismes de genèse de celles-ci, les processus en jeu dans leur diffusion et leur adoption par les agriculteurs.

BIBLIOGRAPHIE

- ADDISCOTT (T. M.), WHITMORE (A. P.), POWLSON (D. S.), 1991 — *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*, CAB International, Bristol, Leaper and Gard Ltd, 170 p.
- AMAND-MADELIN (V.), 1992 — La prise en compte de l'environnement dans les politiques agricoles, *Economie et Statistique*, n° 258-259, octobre-novembre, pp. 105-112.
- AMIGUES (J.-P.), TOUZAN (C.), 1990 — De la théorie économique des effets externes à la maîtrise du progrès en agriculture: le cas de la fumure azotée par les engrains de synthèse, in : CALVET (R.), ed. *Nitrates, agriculture, eau*, Versailles, INRA Editions, pp. 75-82.
- BALDOCK (D.), 1992 — The polluter pays principle and its relevance to agricultural policy in European countries, *Sociologia Ruralis*, vol. 32, n° 1, pp. 49-65.
- BARDE (J.-P.), 1992 — *Economie et politique de l'environnement*, PUF, L'économiste, 379 p.
- BARDE (J.-P.), OPSCHOOR (J.-B.), 1994 — Environnement : du bâton à la carotte, *L'observateur de l'OCDE*, n° 186, février-mars, pp. 23-27.
- BATOR (F. M.), 1958 — The anatomy of market failure, *Quarterly Journal of Economics*, n° 72, pp. 351-379.
- BAUMOL (W. J.), OATES (W. E.), 1988 — *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, 2^e édition, 297 p.
- BEL (F.), LACROIX (A.), LE ROCH (C.), MOLLARD (A.), 1995 — *Agriculture, environnement et pollution de l'eau : une perspective économique*, Programme Environnement, Vie et Sociétés du CNRS, R & A/INRA, ESR-Grenoble, juillet, 211 p.
- BENOIT (M.), 1992 — Un indicateur des risques de pollution azotée nommé « BASCULE » (balance azotée spatialisée des systèmes de cultures de l'exploitation), *Fourrages*, n° 129, pp. 95-110.
- BENOIT (M.), 1993 — Qualité des eaux et gestion spatiale des systèmes de culture, Colloque INRA, *Dynamique des Espaces Ruraux - Agricultures et Environnement*, Programme Agrotech 1990-1993, Versailles, 3 et 4 novembre, 15 p.
- BONNIEUX (E.), RAINELLI (P.), 1989 — Politiques agricoles et environnement dans les pays riches, *Economie Rurale*, n° 189, janvier-février, pp. 65-72.

- BONNIEUX (F.), RAINELLI (P.), 1990 — Fonction de dommage à l'environnement et pollution par les nitrates d'origine agricole, in : CALVET (R.), ed. *Nitrates, agriculture, eau*, Versailles, INRA Editions, pp. 41-52.
- BONNIEUX (F.), FOUET (J.-P.), RAINELLI (P.), VERMERSCH (D.), 1993 — Quels instruments économiques pour mieux gérer les effluents animaux ?, Colloque INRA Editions, *Dynamique des Espaces Ruraux - Agricultures et Environnement*, Programme Agrotech 1990-1993, Versailles, 3 et 4 novembre, 13 p.
- BONNY (S.), 1994 — Vers une agriculture plus respectueuse de l'environnement ? La dynamique de la production de techniques agricoles plus écologiques en France, *Cahiers Agricultures*, n° 3, pp. 385-396.
- BONNY (S.), 1995 — *La dynamique de l'innovation dans l'agriculture française actuelle*, Communication à l'école-chercheurs « Innovation, dynamique des organisations et transformations institutionnelles », Grenoble, Col de Porte, 6-8 avril, 30 p.
- CONWAY (A. G.), 1991 — Fonction des instruments économiques pour la réconciliation des politiques agricoles suivant le principe pollueur-paye, *Economie Rurale*, n° 205, septembre-octobre, pp. 44-51.
- COSTANZA (R.), 1991 — Assuring sustainability of ecological economic systems, in : COSTANZA (R.), ed., *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*, New York, Columbia University Press, 515 p., pp. 331-343.
- CROPPER (M. L.), OATES (W. L.), 1992 — Environmental economics: a survey, *Journal of Economic Literature*, vol. 30, n° 2, juin, pp. 675-740.
- DEFFONTAINES (J.-P.), BENOIT (M.), BROSSIER (J.), CHIA (E.), GRAS (F.), ROUX (M.), 1993 — *Agriculture et qualité des eaux. Diagnostic et propositions pour un périmètre de protection (1989-1992)*, INRA/SAD, 334 p.
- DE HAEN (H.), 1984 — Interdependance of prices, production intensity and environmental damage from agricultural production, *4th European Congress of Agricultural Economists*, Working Group A5, Kiel, septembre 3-4, pp. 33-56.
- DELACHE (X.), GASTALDO (S.), 1992 — Les instruments de politiques d'environnement, *Economie et Statistique*, numéro spécial « L'économie de l'environnement », n° 258-259, octobre-novembre, pp. 27-41.

- DESAIGUES (B.), TOUTAIN (J.-C.), 1978 — *Gérer l'environnement*, Paris, Economica, 322 p.
- DESAIGUES (B.), POINT (P.), 1993 — *Economie du patrimoine naturel, la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Paris, Economica, 317 p.
- DUBGAARD (A.), 1986 — Reconciliation of agricultural policy and environmental interests in Denmark, in : MERLO (M.), STELLIN (G.), HARON (P.) et WHITBY (M.), (eds), *Multipurpose Agriculture and Forestry*, Kiel, Wissenschaftsverlag Vauk, 28 avril-3 mai, pp. 335-544.
- DUBGAARD (A.) 1990 — The need for a common nitrogen policy in the EC, in : CALVET (R.), ed. *Nitrates, agriculture, eau*, Versailles, INRA Editions, pp. 131-138.
- ENGLAND (R. A.), 1986 — Reducing the nitrogen input on arable farms, *Journal of Agricultural Economics*, n° 37, pp. 13-23.
- FABRE (B.), GUGLIELMI (M.), KOCHMANN (F.), RABUT (A.), 1993 — Coût d'une politique de moindre pollution azotée. Application aux exploitations du Val de Saône, *Perspectives Agricoles*, n° 186, décembre, pp. 72-83.
- FREEMAN (C.), 1987 — *Technology Policy an Economic Performance: Lessons from Japan*, Londres, Printer Publishers.
- GODARD (O.), 1991 — Le changement climatique au risque de l'économie, *Projet*, n° 226, été, pp. 41-50.
- HANLEY (N.), 1990 — The economic of nitrate pollution, *European Journal of Agricultural Economics*, n° 17, pp. 129-151.
- KENGNI (L.), 1993 — Mesures in situ des pertes d'eau et d'azote sous culture de maïs irrigué. Application à la Plaine de la Bièvre (Isère), thèse de doctorat de l'Université Joseph Fourier, Grenoble, mai, 155 p.
- KENGNI (L.), VACHAUD (G.), THONY (J.-L.), LATY (R.), GARINO (B.), CASABIANCA (H.), JAME (P.), VISCOGLIOSI (R.), 1994 — Field measurements of water and nitrogen losses under irrigated maize, *Journal of Hydrology*, n° 162, pp. 23-46.
- LACROIX (A.), MOLLARD (A.) et alii, 1988 — Durée et intensité du travail des agriculteurs dans la crise économique, *Actes et Communications*, n° 3, juin, pp. 45-82.
- LACROIX (A.), 1995 — Des solutions agronomiques à la pollution azotée, *Cahiers Agricultures*, n° 4, pp. 333-342.

LACROIX (A.), MOLLARD (A.), 1995 — Agriculture et gestion de l'environnement : du conflit au compromis ? in : BEL et alii, *Agriculture, environnement et pollution de l'eau : une perspective économique*, Programme Environnement, Vie et Sociétés du CNRS, R & A/INRA, ESR-Grenoble, juillet, 211 p.

LAVOUX (T.), BALDOCK (D.), 1992 — L'application du principe pollueur-payeur en agriculture, *Economie Rurale*, L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables, n° 208-209, mars-juin, pp. 61-65.

LECLERC (S.), 1993 — *Politique agricole et environnement*, CEDRE, ed. Apogée, dif. PUF, 141 p.

LE ROCH (C.), 1992 — *Pollution de l'eau et culture intensive, recherche de solutions économiques*, INRA/R & A, Grenoble, 180 p.

MARY (B.), 1992 — Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrrique, Journée d'étude " *Interculture et nitrates* ", CORPEN-COMIFER, 1992/01/29, 16 p.

OCDE, 1993 — *La fiscalité et l'environnement, des politiques complémentaires*, Paris, OCDE, 124 p.

OCDE, 1994 — *Gérer l'environnement, le rôle des instruments économiques*, Paris, OCDE, 210 p.

RUDE (S.), DUBGAARD (A.), 1989 — *Policy instruments to control the use of nitrogen*, Report to the National Agency of Environmental Protection, Institute of Agricultural Economics, Copenhagen.

SÉBILLOTTE (M.), MEYNARD (J.-M.), 1990 — Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées, in : CALVET (R.), ed. *Nitrates, agriculture, eau*, Versailles, INRA-Editions, pp. 289-308.

SEYMOUR (S.), COX (G.), LOWE (P.), 1992 — Nitrates in water : the politics of the « Polluter Pays Principle », *Sociologia Ruralis*, vol. 32, n° 1, pp. 82-103.

VERMERSCH (D.), 1989 — L'allocation du travail dans les exploitations céréalieres. Une modélisation TOBIT d'une demande de facteur semi-fixe, *Economie et Prévision*, n° 91, pp. 57-65.

VERMERSCH (D.), BONNIEUX (E.), RAINELLI (P.), 1993 — Abatement of agricultural pollution and economic incentives : the case of intensive livestock farming in France, *Environmental and Resource Economics*, vol. 3, n° 3, juin, pp. 285-296.

ZILLIOX (L.), SCHENCK (C.), KOBUS (H.), HUWE (B.), 1990 — Pollution par les nitrates : quels remèdes ?, *La Recherche*, supplément au n° 227, décembre, pp. 18-21.