

Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau

AMÉDÉE MOLLARD

Traiter l'eau ou éviter par des mesures préventives sa pollution diffuse par les agriculteurs ne sont pas deux façons alternatives de parvenir au même résultat, mais des modes d'action visant des objectifs différents et supposant la mobilisation d'acteurs différents, qui pourraient être complémentaires.

Toutefois, le développement d'une approche utilisant cette complémentarité ne se fait pas spontanément et supposerait une innovation institutionnelle forte.

L'augmentation continue de la teneur en nitrates des eaux souterraines et des captages d'eau potable a été mise au grand jour par le rapport Hénin (1980) qui attribue l'origine de cette pollution pour les deux tiers à l'agriculture, dont un tiers par les effluents d'élevage et un tiers par les cultures intensives. En France, on estime qu'un peu moins d'un million d'habitants reçoivent chez eux une eau dont la concentration moyenne est supérieure à 50 mg de nitrates (NO₃) par litre, teneur maximale autorisée au niveau européen (Ratef, 1992) ; la forte publicité réalisée sur cette source de pollution a fait passer au second plan les autres polluants liés eux aussi aux pratiques agricoles intensives tels que le phosphore (eutrophisation), les pesticides (atrazine) ou les métaux lourds (boues d'épuration).

Un pas déterminant vers la prise de conscience de l'ampleur du problème a été franchi en 1990, avec la déclaration fortement médiatisée de B. Lalonde, alors ministre de l'Environnement, sur la responsabilité des agriculteurs-pollueurs et l'annonce de leur nécessaire assujettissement à la redevance sur la pollution des eaux déjà perçue par les Agences de l'eau auprès des industriels et des communes. Conformément à la directive européenne sur les nitrates de 1991, le gouvernement français a pris, en 1993, la décision d'étendre progressivement la redevance-pollution aux installations d'élevage, moyennant des subventions importantes pour qu'elles soient conformes aux normes. Par ailleurs ont été définies des zones dites « vulnérables » où la teneur en nitrates de l'eau avoisine ou dépasse la norme de 50 mg/litre (30 % du territoire, voir *figure 1*). Dans ces zones, un décret du 5 mars 1996 prévoit la mise sur pied, dans un délai de 4 ans, de programmes de réduction de la pollution de l'eau et fixe, à l'horizon 1999-2003, des normes décroissantes de fertilisation organique et des périodes obligatoires d'épandage. En ce qui concerne les pollutions diffuses, la question d'une redevance n'est pas évoquée pour le moment parce qu'il est moins facile de les identifier et réglementer, mais aussi parce que les organisations professionnelles des producteurs de céréales (blé et maïs), constituées en

lobby, s'y opposent avec force. Mais, quels que soient les obstacles, cette question se posera néanmoins à moyen terme et ses éventuelles modalités d'application doivent être discutées dès aujourd'hui.

À l'échelon global, le problème paraît simple et il a été montré qu'il existe une forte corrélation entre la teneur en nitrates et autres polluants des eaux souterraines et la localisation des principales zones d'agriculture intensive (Guillemin et Roux, 1992)¹. En ce qui concerne l'élevage, ce lien est évident et le risque de pollution est directement proportionnel au nombre d'animaux par installation, avec une aggravation possible selon les modalités d'épandage des fumiers

AMÉDÉE MOLLARD
Équipe Inra/R&A,
université Pierre-Mendès
France, BP 47 X,
38040 Grenoble cedex C
France
Tél. : (33) 04 76 82 54 3
fax : (33) 04 76 82 54 5E
courriel :
mollard@grenoble.inra.fr

Abstract: Curative or preventive solutions to water non-point source pollution? An approach to water resource sustainability

The principal hypothesis of this article is that an optimal combination is unlikely to be realized between two families of solutions, curative or preventive, able to reduce non-point pollution of agricultural origin, and that the problem of choosing between these solutions is unavoidable: it has to be interpreted in terms of a technical and social bifurcation, of weak or strong sustainability. One can show that a combination of curative or preventive solutions, even though it seems ideal, is not a practical proposition. On the one hand, they are carried out by actors that follow the logic of opposed nature; on the other hand, they are not strictly substitutable because their technical pre-conditions time horizons, and effectiveness are different. They are made up of two separate decision-making and technico-economic logics that are spontaneously difficult to integrate. The first part examines the propositions in environmental economics for reducing non-point source pollution and to challenge the proposed solutions. The second part analyses the goals of curative and preventive solutions, the different levels and time horizons of their effectiveness for restoring or preserving water quality. The third part compares the respective costs of these two families of solutions, based on different scenarios constructed at La Côte-Saint-André (Isère).

¹ La carte des concentrations en nitrates des aquifères (BRGM) montre que les zones limites par rapport à la norme de 50 mg/litre se trouvent principalement en Bretagne, dans le Nord, le Bassin parisien et dans les zones intensives des grandes vallées fluviales (Garonne, Rhône, Rhin et Loire), soit environ un tiers des surfaces cultivables. Il existe donc des zones agricoles importantes qui ne sont pas affectées par ce type de pollution et qui sont en dehors du champ de cette recherche.

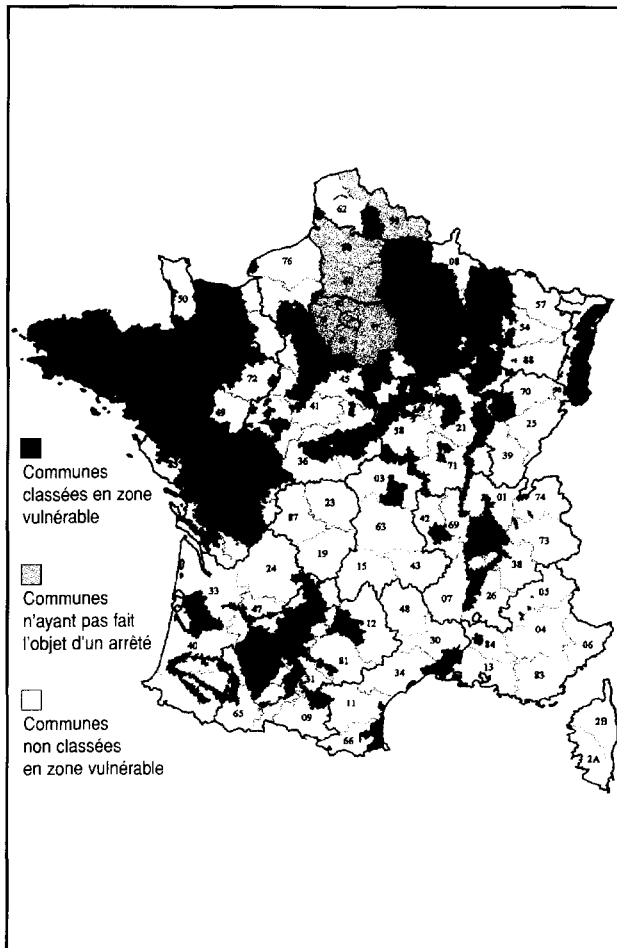


Figure 1. Délimitation des zones vulnérables selon la directive Nitrates (91-676 CEE).
Source : ministère de l'Agriculture et de l'Environnement.

résultats (Meynard et Papy, 1993). En outre, une liaison trop univoque engrais azotés– nitrates se révèle trompeuse, bien qu'elle séduise la plupart des économistes par sa simplicité apparente, en paraissant justifier « naturellement » l'instauration d'une taxe sur la fertilisation azotée. En fait, on est contraint de modifier cette vision simple des choses si l'on écoute attentivement les hydrologues et les agronomes pour qui les processus réels de transfert sont complexes et rendent difficile la recherche précise des causalités², ce qui pousse à poser de manière plus précise la problématique de la taxe sur les engrais azotés, voire de la subvention aux pratiques non polluantes (Mollard et Le Roch, 1996) :

– selon les hydrologues, la difficulté vient de ce qu'au niveau du bassin versant – qui est devenu le lieu privilégié de décision en matière de gestion environnementale de l'eau – il est souvent impossible d'imputer précisément les pollutions constatées à des exploitations agricoles bien déterminées, celles qui sont à l'origine des émissions polluantes n'étant pas forcément situées au-dessus des nappes polluées. En effet, les processus de percolation des polluants dans les sols, les délais de transfert vers les nappes et les taux de concentration présentent une très grande variabilité en fonction de l'interaction de nombreux facteurs : nature des sols superficiels et profonds, température, importance des apports d'eau (précipitations et/ou irrigation), écoulements préférentiels des eaux souterraines, profondeur des nappes, puissance et dynamique des aquifères, voire communication entre eux³, ... (Kengni et al, 1994 ; Normand, 1996). En fait, les incertitudes dans la connaissance des processus sont encore très grandes, en particulier pour les délais de transfert, et de nombreuses controverses sont alimentées par les divergences dans les résultats des mesures effectuées⁴;

– de leur côté, beaucoup d'agronomes préfèrent parler de « systèmes de production polluants » plutôt que d'imputer la pollution des sols et de l'eau aux seuls engrais⁵. En premier lieu, ils montrent que l'intensité des transferts de nitrates dépend des interactions entre trois ensembles de facteurs : le climat (températures, évapotranspiration, répartition et importance des précipitations), le sol (structure physicochimique, microbiologie, hydrodynamique) et les pratiques culturales (travail du sol, rotations des cultures, phytosanitaires, niveaux de fertilisation). Ceci rend indispensable, à leurs yeux, une approche intégrée des agroécosystèmes (Sebillotte et Meynard, 1990). En second lieu, certains ont mis en évidence la cumulativité des processus de minéralisation des sols, et donc de fuites de nitrates, due à la répétition dans le temps des pratiques culturales intensives, aux apports successifs d'engrais et de pesticides et aux interactions entre les intrants injectés dans les agroécosystèmes (Addiscott et al, 1991 ; Mary, 1992 ; Normand, 1996). Il existe donc des effets de seuil, d'inertie, voire d'irréversibilité, qui rendent insuffisante une simple diminution des engrais apportés aux cultures. Autrement dit, les systèmes de production intensifs possèdent une grande cohérence agronomique qu'il est difficile de remettre en cause dans des délais rapides et en agissant sur un seul facteur.

et lisiers. Dans les zones de grande culture, où des doses importantes de fertilisants minéraux sont apportées depuis longtemps, la pollution des nappes était déjà signalée dans les années 1970 tant par des chercheurs (Noirfalise, 1974) que par certaines organisations agricoles (chambre d'agriculture de Picardie, cf. Fleury et Mollard, 1976) ; mais dans un système de prix relatifs alors très favorable, les avantages retirés de l'intensification agricole l'emportaient encore très largement sur les coûts externes de la pollution naissante des eaux. Depuis, l'origine des pollutions diffuses en zone agricole est attribuée par la plupart des observateurs aux pratiques excessives de fertilisation, mais, bien que cette relation de cause à effet ne soit pas contestable, elle ne signifie pas pour autant que l'optimisation des apports en fertilisants soit facile à mettre en place, ni qu'elle soit suffisante pour ramener la pollution au niveau acceptable.

Tout d'abord, dans une logique de minimisation des risques, les agriculteurs ont pris l'habitude de calculer leurs apports azotés par rapport aux meilleurs rendements possibles, objectif auquel ils ne parviennent que rarement (de l'ordre d'une à deux années sur dix) du fait d'une forte variabilité interannuelle de leurs

² Cette question à elle seule nécessiterait de longs développements qui ne constituent pas l'objet du présent article. Nous la traitons dans une autre publication (Mollard et al., 1997) dans laquelle nous montrons comment la prise en compte de ces apports interdisciplinaires oblige les économistes à infléchir leurs propositions.

³ Cette éventualité est envisagée et contrôlée par les hydrologues sur le site de La Côte-Saint-André, plaine de Bièvre-Liers (Isère), sur lequel a été développée la partie empirique de notre recherche.

Mais il y a plus. L'approche économique permet de compléter cette appréciation en montrant que cette cohérence technique est aussi économiquement efficace. Depuis les années 1950, la croissance agricole, soutenue par l'augmentation rapide des débouchés alimentaires, s'est traduite en effet par une évolution longue des conditions de la production autour d'un triple processus d'intensification⁶, de concentration et de spécialisation des systèmes de production. À travers cette restructuration, appuyée par l'utilisation conjointe du machinisme et des intrants industriels et par la limitation des contraintes du milieu naturel, l'agriculture intensive s'est constituée en système efficace et pérenne, cohérent avec l'univers technico-économique industriel environnant et soutenu par de puissantes institutions sectorielles : au point que l'on peut parler de la construction sociale d'un « modèle de production » (Mollard, 1995). La crise économique des années 1980 – se traduisant en particulier par de moindres débouchés et une baisse des revenus –, ponctuée par l'infléchissement de la politique européenne en 1992, a incité les agriculteurs à une gestion encore plus économe et plus efficace du processus d'intensification. Selon certains auteurs (Piot et al, 1995), des gains en efficacité technique sont encore mobilisables dans les exploitations céréalières et leur permettraient de faire face à des baisses de prix importantes.

Dans ce contexte favorable, l'agriculture intensive et son environnement ont tissé peu à peu toute une série de relations techniques et économiques stables, cohérentes et complexes, appuyées par l'influence des organismes de développement. À cette interface, la pollution de l'eau et des sols est devenue un produit-joint inséparable de son activité. La fonction de production classique de l'agriculture intensive est donc doublée d'une fonction de production de « services » environnementaux négatifs (ou de « déservices », selon l'expression utilisée par A.-C. Pigou). Ceci illustre fort bien l'intuition coasienne selon laquelle on doit accepter un certain degré de nuisances si l'on veut bénéficier des richesses que l'activité polluante permet de créer ; réciproquement, on peut en déduire qu'il faut nécessairement modifier les conditions de l'activité économique incriminée si l'on veut réduire la pollution.

Plus précisément, la question posée ici est celle des droits de propriété sur les émissions polluantes provenant de l'agriculture. Ceux-ci sont à l'évidence mal définis, ce qui s'explique par le caractère de « bien public » que revêt en général la ressource en eau, et évolutifs, au fur et à mesure que s'accroissent les contraintes environnementales qui pèsent sur elle. Cette situation floue des droits de propriété autorise deux interprétations différentes, selon que l'on adopte le point de vue des pollués ou celui des pollueurs, c'est-à-dire selon que l'on privilégie le droit des consommateurs à une eau potable de qualité, ou au contraire le droit à produire des agriculteurs inévitablement associé, sous certaines limites, à un droit à polluer :

– dans le premier cas, on applique le principe pollueur payeur et on soumet les activités polluantes à une redevance-pollution qui est la contrepartie du service

environnemental négatif qu'elles fournissent. Tel est déjà le cas pour les pollutions industrielles et communales ; tel sera le cas pour les installations d'élevage à partir de 1999 ; mais tel n'est pas le cas pour les pollutions diffuses. La lutte contre ces pollutions nécessite un agent régulateur qui intervienne sur l'ensemble du bassin d'alimentation concerné, rôle qui incombe à l'Agence de l'eau. Cet agent adopte alors une démarche sectorielle, ou plurisectorielle, d'intervention auprès des producteurs, consistant à taxer les activités polluantes et/ou à encourager les activités non polluantes. Le distributeur local d'eau potable est évidemment bénéficiaire de ces actions, mais il n'en a pas l'initiative ;

– dans le deuxième cas, on applique de facto une approche « pollué payeur » et on augmente le prix de l'eau, en invitant les consommateurs à supporter le coût d'une eau de qualité. C'est le cas dans le Bade-Wurtemberg⁷, mais aussi en France dans les communes qui mettent en place des périmètres de protection des captages ou qui traitent l'eau potable. L'initiative de la lutte contre la pollution revient alors à un agent régulateur local, le distributeur d'eau potable, que ce soit le syndicat des eaux ou une firme affermée. Cet agent privilégie par nature le niveau communal ou intercommunal, dans une démarche qui s'adresse avant tout aux consommateurs, en misant sur leur consentement à accepter une augmentation des taxes à la consommation (c'est-à-dire du prix de l'eau). L'Agence de l'eau, dans ce cas, joue éventuellement un rôle d'appui aux actions retenues (subventions).

Dans la réalité, ces deux types de démarches (co)existent, mais on remarque qu'elles relèvent de l'initiative de groupes d'acteurs ayant des logiques d'intervention assez différentes et pouvant agir de manière autonome pour diminuer la pollution de l'eau : dans le premier cas, les solutions mises en œuvre proviennent principalement de la politique de l'Agence de l'eau vis-à-vis des agriculteurs, dans le second cas, c'est la relation entre les services des eaux des communes et leurs usagers qui est motrice.

Concrètement, ces deux groupes d'acteurs ont à arbitrer entre deux familles différentes de solutions, curatives ou préventives. Les premières, efficaces à court terme, sont axées sur le traitement industriel des eaux potables et visent à « restaurer » a posteriori la potabilité de l'eau en éliminant les polluants (nitrates, principalement). Les secondes, qui connaissent plusieurs variantes, sont fondées sur la mise en œuvre de solutions agroéconomiques visant à « préserver » a priori la pérennité d'une ressource en eau de qualité ; elles sont plutôt efficaces à moyen ou long terme, selon la nature du milieu (types de sols), mais aussi parce qu'elles supposent une modification de la conduite des agroécosystèmes et, selon le cas, une rupture avec les techniques intensives agricoles. En principe, rien ne s'oppose à ce que chacun de ces deux groupes d'acteurs puisse choisir indifféremment l'une ou l'autre de ces solutions selon le diagnostic qu'il fait de la situation à corriger et l'horizon de temps qu'il adopte. Mais, dans les faits, les intérêts dont ils sont porteurs et les logiques différentes dans lesquelles ils se situent peuvent les pousser à privilégier plutôt une famille de solutions qu'une autre.

⁴ À titre d'exemple, les délais de transfert des molécules de nitrates à partir d'une même émission polluante, au-delà du système racinaire, sont de l'ordre de 1 à 2 ans sur le site de la plaine de Bièvre-Liers (sols filtrants) et de 25 ± 10 ans sur le plateau de Bruyères en Picardie (Beaudoin et al., 1995). Des durées encore plus longues (40 ans) sont relevées par Vachier et Dever (1990) pour la Champagne crayeuse.

⁵ Pour un bilan des recherches agronomiques sur cette question, voir A. Lacroix (1995) ; ce bilan a été discuté lors d'un séminaire entre agronomes et économistes à Paris le 21 mars 1995 ; cf. *Courrier de l'environnement de l'Inra*, septembre 1995 (25), 104-107.

⁶ Cette notion n'est pas celle qu'utilisent habituellement les économistes ; elle répond à la définition courante des agronomes, c'est-à-dire l'augmentation du produit par unité de surface : rendements physiques, chargement animal et rotations culturales.

⁷ Il s'agit du *Wasserpfeffering* et de la réglementation *Schalvo* mise en place en 1988 pour les périmètres de protection des captages d'eau potable.

Droits des pollués, droits des pollueurs, on reconnaît les deux pôles caractéristiques d'un monde coasien, transposés au niveau social⁸ : d'un côté, des consommateurs soucieux de minimiser les coûts de restauration ou de préservation de la qualité de l'eau et de l'autre, des agriculteurs soucieux de maximiser le revenu qu'ils tirent de leur production (polluante) et de maintenir leur compétitivité. On pourrait donc imaginer, dans une telle perspective, de parvenir à un « compromis négocié » entre ces deux catégories d'agents, autour d'une solution d'ensemble qui maximiserait leur avantage collectif tout en satisfaisant au mieux leurs intérêts contradictoires. Cette solution serait déclinée différemment selon la fragilité des milieux, le degré de pollution atteint (dépassement permanent ou non de la norme) et l'importance des activités économiques en jeu. Dans tous les cas, il s'agirait de combiner au mieux l'efficacité immédiate des solutions industrielles de traitement de l'eau, lorsqu'elles sont indispensables, tout en préparant progressivement la mise en œuvre de solutions préventives plus efficaces à long terme. L'adoption d'une telle solution dépendrait bien sûr de la comparabilité des coûts actualisés des scénarios envisagés pour atteindre la norme ainsi que des pertes ou des gains respectifs des agents, mais aussi du rôle joué dans la négociation par le ou les agent(s) public(s) chargé(s) de réguler la pollution. On remarque que cela reviendrait à combiner deux types de solutions très différentes, le curatif s'inscrivant aisément dans l'univers technique actuel, le préventif privilégiant plutôt une logique de changement technique impliquant une inflexion sensible de l'univers technico-économique dans lequel s'est déroulée l'intensification de la production agricole⁹.

⁸ Une problématique semblable est développée par D. Vermersch (1996) à propos des impacts environnementaux de la réforme de la Pac.

⁹ Un univers technique donné est associé en fait à un paradigme technico-économique (au sens de C. Freeman et C. Dosi) qui le fonde et le légitime, en l'occurrence le paradigme de l'industrialisation fordiste et de la domination de l'homme sur la nature, qui pourrait être opposé à celui de la soutenabilité forte (cf. Mollard et al., 1993).

¹⁰ On peut s'en convaincre en se reportant à trois points de vue contrastés exprimés récemment en France : Amigues et al., 1996 ; Willinger, 1996 et Weber, 1996.

¹¹ Documentation réunie par C. Grappey dans le cadre de la thèse qu'elle réalise au sein de l'équipe RBA sur la comparaison des modalités d'évaluation économique des avantages et des coûts de la préservation de la qualité des ressources en eau souterraines.

L'hypothèse principale de cet article est que la réalisation d'un compromis négocié de ce type est peu probable et que le choix entre curatif et préventif est inévitable : il doit s'analyser en termes de *bifurcation technique et sociale*, ou encore en termes de *soutenabilité faible ou forte* (Costanza, 1991 ; Godard, 1994 ; Faucheux et Noël, 1995). On peut montrer en effet qu'une solution d'ensemble combinant curatif et préventif, pour idéale qu'elle paraisse, ne semble pas s'imposer dans les faits, à la fois parce que ces solutions sont mises en œuvre par des groupes d'acteurs obéissant à des logiques opposées et parce qu'elles ne sont pas strictement substituables : leurs présupposés techniques, leurs temporalités et leurs résultats en termes d'efficacité sont très différents. On peut montrer, en définitive, qu'elles constituent deux ensembles disjoints relevant de logiques décisionnelles et technico-économiques qui ne peuvent pas être intégrées spontanément.

La première partie examine les propositions de l'économie de l'environnement pour réduire les pollutions diffuses et pour arbitrer entre les solutions proposées. La seconde partie compare les objectifs, les niveaux d'efficacité et les délais temporels des solutions curatives et préventives pour la restauration ou la préservation de la qualité de l'eau. La troisième partie tente de comparer les coûts respectifs de ces deux familles de solutions, en s'appuyant sur différents scénarios construits à partir d'un terrain de

recherche précis : le site de La Côte-Saint-André (cf. encadré).

Les difficultés des économistes face aux pollutions diffuses

On recherche ici les apports de l'économie de l'environnement susceptibles d'éclairer les choix stratégiques des différents gestionnaires de l'approvisionnement en eau (Agences de l'eau, syndicats des eaux, firmes privées) et de définir les solutions économiques les plus efficaces, curatives et/ou préventives, pour préserver la qualité des eaux potables et souterraines.

L'impossible optimum de pollution et l'approche *charges and standards*

Les solutions économiques qui se situent dans le sillage de la théorie standard des externalités ne sont guère adaptées à notre objet. Elles préconisent de remédier aux défaillances du marché par l'introduction de prix fictifs (taxes pigouviennes, optimum négocié ou marchés de droits à polluer) qui permettent de restaurer les « signaux-prix » nécessaires à l'utilisation optimale des ressources naturelles. Elles supposent que les « services non marchands » des biens environnementaux puissent être évalués en termes monétaires, ce qui pose de nombreux problèmes techniques, d'information et de faisabilité ; en effet, les évaluations débouchent bien souvent sur des estimations divergentes (problème des biais) et soulèvent la question de ce qui est réellement évalué à travers les enquêtes réalisées (problème de la valeur mesurée). Bien que les différentes méthodes d'évaluation utilisées, directes ou indirectes, aient réalisé de grands progrès ces quinze dernières années et connaissent un grand succès aux États-Unis et en Europe du Nord, elles font encore l'objet de vives controverses¹⁰.

D'ailleurs, elles sont peu utilisées dans le cas des pollutions diffuses des eaux souterraines. On ne recense par exemple qu'une dizaine d'études qui ont recours à l'évaluation contingente pour ce type de pollution aux États-Unis et une seule en France (Stenger-Letheux, 1994)¹¹. Cela s'explique d'abord par les difficultés d'imputation inhérentes au caractère diffus des émissions polluantes et par les incertitudes sur les dommages causés à la santé ou à la vie humaine par une eau polluée. Mais la préservation de la qualité des eaux souterraines, qui alimentent à hauteur de 60 % (en France) l'eau potable distribuée par les réseaux publics, pose aussi le problème d'une frontière difficile à tracer entre valeur d'usage réel et valeur d'usage différé, partagé ou passif, voire de non usage (Weber, 1996), et le biais d'inclusion est difficile à éviter (Willinger, 1996). Il apparaît donc à la fois difficile et insuffisant de se référer à un simple équivalent monétaire de la qualité de l'eau ; difficile en conséquence d'en faire découler, sans que cela prête à controverse, le taux d'une taxe d'internalisation des

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 (Observatoire Rhône-Alpes des pollutions diffuses agricoles), avec un partenariat étroit entre recherche universitaire, profession agricole et collectivités territoriales, dans le but d'estimer l'importance des pollutions des sols et des eaux souterraines induites par les pratiques agricoles intensives et de 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 ; équipes appartenant 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 passe, à partir de 1995-96, 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, mais la norme de 50 mg de NO_3 /litre n'est dépassée que ponctuellement dans quatre ou cinq captages et au total la pollution est moins importante que dans 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.

Ce choix présente un double avantage : il permet d'envisager des solutions préventives avec un horizon de temps suffisant, sans être bousculé par l'urgence ; la cohésion du groupe permet une participation active de la recherche à la dynamisation du milieu.

externalités négatives dues à la pollution (Le Roch, Mollard, 1996).

C'est sur ce type de difficultés que W.J. Baumol et W.E. Oates (1971, puis 1988) se sont fondés pour justifier une approche combinant taxes et normes, dite *charges and standards*. Bien que, selon eux, « l'économiste préfère se référer à un optimum de pollution et se servir du mécanisme de prix » et que « de ce fait, il ne peut écarter la solution de Pigou qu'à contre cœur » (p. 162), ces deux auteurs constatent qu'il est impossible de définir la fonction de dommage marginal car cela demanderait des informations trop nombreuses et non disponibles. Ils suggèrent, à défaut, le recours à une norme de pollution jugée acceptable, fixée de manière exogène et qui s'impose aux agents économiques. Leur logique est donc pragmatique et procédurale, l'instauration d'une taxe a simplement pour objectif d'inciter les agents économiques à respecter cette norme en leur envoyant un signal-prix approprié. Le taux de la taxe par unité d'émission polluante est fixé par tâtonnements et ajusté empiriquement jusqu'à ce que soient atteintes les normes préétablies. Le « réalisme » de ces auteurs est révélateur d'une période au cours de laquelle les normes se multiplient et il est établi qu'en matière de pollution de l'eau comme en d'autres domaines, la norme a bien souvent précédé le marché dans la réalité des faits, sans être justifiée par une analyse coût-avantage (Conway, 1991).

De fait, les instances publiques, se référant de facto au principe de précaution, ont défini les objectifs « environnementaux » à suivre ; les normes sanitaires ou écologiques sont devenues sociales par construction. Le cas des nitrates est exemplaire à cet égard : la norme-limite de 50 mg/litre d'eau a été établie de façon forfaitaire et uniforme par l'OMS, en 1974, en fonction d'une « dose journalière admissible » de 255 mg de NO_3 par jour pour un adulte de 70 kg

(consommation standard de légumes, viandes, charcuterie, ... associés à 1,5 litre d'eau, boisson et cuisson confondues). Force est de constater que le caractère hautement symbolique de l'eau en matière d'environnement focalise l'essentiel du débat sur les nitrates alors que son « poids » dans la dose admissible n'est que d'environ 30 %.

Face à la norme ainsi définie, la seule question qui se pose alors, dans la vision de Baumol et Oates, est celle de la stratégie économique la plus efficace pour l'atteindre. On renonce donc à internaliser l'intégralité des dommages subis et on adopte une approche « coût-efficacité » qui se contente de minimiser les coûts pour obtenir un objectif environnemental donné jugé satisfaisant. Pour ce faire, on n'a pas besoin de disposer d'une évaluation monétaire des dommages, mais seulement de données chiffrées sur les niveaux de pollution constatés. La taxe incitative qui permet d'atteindre le niveau de pollution toléré est alors dite « efficace » et non plus « optimale » dès lors que son montant est égal au coût marginal de réduction de la pollution au niveau de la norme. Cette démarche, on le voit, conserve encore certaines caractéristiques majeures de l'héritage pigouvien : une vision très réductrice de la pollution conçue comme dysfonctionnement réversible, le caractère atemporel de l'analyse et une élasticité-prix des facteurs de production suffisante pour justifier l'efficacité d'une taxe.

La perspective ouverte par R. Huetting

L'approche de R. Huetting (1987, 1991) s'inscrit dans la même filiation « coût-efficacité » et de rationalité procédurale ; cependant, par rapport à Baumol et Oates, elle répond en fait à une optique très différente d'évaluation des coûts d'atteinte des normes environnementales pour corriger les agrégats de la comptabilité

lité nationale et définir des indicateurs de soutenabilité (Revenu national soutenable). Elle est plus ouverte que la précédente et il nous semble que l'on peut s'en inspirer pour l'approche des pollutions diffuses qui nous intéresse ici.

R. Hueting ne se situe plus dans une vision restrictive de la pollution, qui ne correspond qu'à un cas particulier de son approche, et se réfère plutôt à différents usages possibles (qu'ils soient de dégradation ou de préservation) des fonctions environnementales. Il constate, comme Baumol et Oates, qu'il est difficile ou impossible de construire la courbe de demande résultant des préférences individuelles pour la disponibilité d'une qualité donnée des services environnementaux. Pour lui, ces difficultés sont incontournables compte tenu de la complexité des phénomènes en cause, des incertitudes sur l'ampleur des dégradations actuelles et futures portées à l'environnement, des risques d'irréversibilité encourus et de l'absence de critères pour définir le poids à attribuer aux générations futures. Il propose donc de substituer à la courbe de demande la référence à une norme exprimée en termes physiques, sanitaires ou écologiques, et reflétant à un moment donné la préférence sociale pour un usage soutenable de l'environnement respectant les propriétés des écosystèmes.

Cette norme étant fixée, on peut mettre en évidence les coûts des différentes solutions techniques et économiques (la fonction d'offre) permettant de l'atteindre, celle-ci pouvant elle-même évoluer selon l'ambition des objectifs de soutenabilité visés, qu'ils soient de « préservation » ou de « restauration » des fonctions environnementales. On peut donc tirer de cette approche une comparaison entre les coûts actuels de l'usage des ressources environnementales (avec pollution) et les coûts « soutenables » permettant d'atteindre différents niveaux de qualité de l'environnement (norme soutenable). Dans le cas des pollutions diffuses de l'eau, on pourrait donc distinguer le coût des solutions qui ne visent que l'objectif de potabilité de l'eau (traitement curatif) et le coût de celles qui portent sur la préservation de la qualité sanitaire et écologique des eaux souterraines (solutions préventives). Finalement le choix des solutions efficaces sera fonction de la forme de la courbe d'offre pour une qualité croissante des services environnementaux.

Par rapport à Baumol et Oates qui considèrent que la fiscalité (donc le prix) est l'instrument privilégié permettant d'infléchir les combinaisons productives en direction de la norme, l'approche de Hueting passe sous silence les instruments économiques permettant de l'atteindre, sans pour autant être incompatible avec eux (taxes ou subventions). En revanche, son intérêt est d'ouvrir la boîte noire des solutions techniques et économiques nécessaires, de favoriser des comparaisons entre elles et d'élargir la gamme des moyens permettant de les mettre en œuvre. Les solutions dont les coûts sont exprimés en termes monétaires peuvent soit privilégier l'action directe sur les techniques, soit encourager le développement de scénarios alternatifs ou la substitution d'activités, soit encore favoriser la réduction des volumes de production. Une telle approche paraît donc plus adaptée que les précédentes au cas des pollutions diffuses.

En définitive, le schéma de Hueting pour peu qu'on le complexifie et que l'on dépasse certaines de ses limites (approche macroéconomique, caractère statique), revêt une portée bien plus générale que l'ambition initiale de l'auteur. Il permet d'ouvrir la voie à de nouvelles recherches dans une perspective de soutenabilité forte¹².

Hétérogénéité des normes, temporalité et pluralité de solutions techniques

Deux pistes de prolongement de l'approche de R. Hueting permettraient de mieux appréhender économiquement la question des pollutions diffuses : celle de l'hétérogénéité des normes de soutenabilité prises comme référence et celle de la configuration de la fonction de production de ces normes en fonction du temps :

- une même norme de soutenabilité exprimée en termes physiques traduit-elle toujours une même qualité de service environnemental ? Cette question est celle de la multifonctionnalité des fonctions environnementales. Deux scénarios substituables permettant l'un et l'autre d'atteindre la norme soutenable peuvent intégrer d'autres effets (positifs ou négatifs) sur la qualité de l'environnement et se traduire par des niveaux de satisfaction très différents du bien-être social. Ainsi, dans l'exemple de l'eau de consommation, les solutions curatives et préventives permettent toutes deux d'atteindre la norme de 50 mg de NO₃ /litre, mais poursuivent en réalité deux objectifs très différents : les unes visent uniquement le seuil de potabilité de l'eau distribuée exprimé à travers sa teneur en nitrates ; les autres visent en outre la qualité des eaux prélevées, la pérennité de l'ensemble de la ressource en eau souterraine et agissent sur la plupart des polluants d'origine agricole. Dans ces deux cas, pour une même norme, la qualité environnementale obtenue n'est pas identique. Il faudrait donc définir des normes environnementales agrégées intégrant toutes les composantes de la soutenabilité atteinte dans l'un ou l'autre cas ;

- existe-t-il une seule fonction de production continue et homogène à l'instant t , correspondant au coût permettant d'atteindre un niveau donné de qualité environnementale ? Pour l'admettre, il faudrait qu'il y ait une seule famille de solutions techniques substituables parmi lesquelles on pourrait choisir celle qui permet de satisfaire au moindre coût l'objectif environnemental fixé, ce qui est contre-intuitif et ne correspond pas à l'observation empirique. Il est vraisemblable au contraire que l'on trouve plusieurs fonctions de production, discrètes et non continues, correspondant à plusieurs types de solutions produisant leurs effets à différents pas de temps. Si cette proposition est vraie, pour atteindre la norme soutenable, il y aurait donc non pas une seule solution efficace mais plusieurs (par exemple curatives et préventives) renvoyant à des logiques technico-économiques et à des horizons temporels différents (prise en compte ou non du long terme et des générations futures).

On voit donc qu'il est difficile, dans le cas qui nous préoccupe, de se contenter d'un ratio

¹² Dans le même sens, Faucheux et Noël (1995) considèrent que ce schéma s'inscrit dans une vision normative de la soutenabilité forte et qu'il permet de mieux approcher la partie critique du capital naturel, ce que ne parvient pas à faire l'École de Londres (p. 307-309).

« coût-efficacité » unique et homogène comme critère de choix entre les solutions en présence. En passant de critères environnementaux simples à des critères plus complexes, qui intègrent des qualités environnementales successives obtenues sous des temporalités plus longues et des logiques technico-économiques plus diversifiées, on modifie insensiblement les termes et les critères de décision en matière de pollution. L'examen des scénarios envisagés pour lutter contre la pollution diffuse de l'eau va nous permettre de prendre la mesure de cette nécessaire complexification des schémas de référence pour guider le choix des décideurs dans le domaine de l'économie de l'eau.

Curatif ou préventif ? Des objectifs et des acteurs très différents

Les communes dont la population est exposée à une consommation d'eau potable présentant une teneur trop élevée en nitrates (dépassement permanent ou occasionnel de la norme) ont le choix entre plusieurs types d'actions (Foulhouze, 1988). Dans un grand nombre de cas (70 % de la population exposée à des teneurs élevées), elles mettent en œuvre des solutions palliatives qui visent à rétablir à court terme la norme de potabilité par des moyens simples (changement de captage ou approfondissement, dilution par raccordement à d'autres réseaux), en reculant les échéances d'une intervention plus efficace. Mais l'option à prendre pour l'avenir, on l'a dit, se situe principalement dans deux directions : les solutions curatives (13 % de cette même population) qui reposent sur des procédés industriels de traitement des nitrates de l'eau potable (appelés « déazotation » par les spécialistes) et qui connaissent un fort développement notamment parce qu'elles paraissent immédiatement efficaces et faciles à mettre en œuvre ; les solutions préventives (7 % de la population) qui entendent agir, moyennant des délais plus longs, sur l'ensemble de la ressource en eau, en particulier par la protection des captages et par l'évolution des pratiques culturales dans les systèmes de production agricole intensifs¹³. Dans la réalité, ces deux types d'actions sont entrepris par des acteurs très différents et poursuivis en parallèle sans coordination. Les premières se développent dans les zones de forte pollution et sont pilotées par les grands groupes industriels de l'eau à la demande des communes, les usagers supportant les surcoûts qu'elles occasionnent ; les secondes connaissent une extension significative dans les zones d'agriculture intensive, à l'initiative de la profession agricole, même si c'est encore sous une forme limitée (fertilisation contrôlée et adaptation des pratiques culturales).

A priori, les solutions curatives semblent mieux répondre à une contrainte de résultat et de fiabilité à court terme, tandis que les solutions préventives paraissent plus aptes à prendre en compte une perspective de long terme et d'équité intergénérationnelle. Les premières font un pari sur le progrès technique futur et la substituabilité du capital manufacturé au

capital naturel, traits caractéristiques des modèles de croissance dits de soutenabilité faible ; les secondes, en revanche, sont plus conformes au principe de précaution, dans une situation faite d'incertitudes sur la pérennité de la ressource en eau, et à la notion de « capital naturel critique » qui correspond à la fraction multifonctionnelle, complémentaire et non substituable du capital naturel, que l'on retrouve dans les approches de la soutenabilité forte. L'analyse économique comparée de ces deux familles de solutions paraît justifiée, compte tenu de la superposition des sites où elles sont en concurrence, au moins potentiellement (cf. figure 2).

Des solutions industrielles attractives et efficaces, mais partielles et de court terme

L'enquête que nous avons menée auprès des gestionnaires des 25 usines de déazotation en fonctionnement en France met en évidence le développement soutenu des solutions curatives depuis le début des années 1980¹⁴. Les stations de traitement sont toutes implantées dans des zones d'agriculture intensive, où les nappes atteignent une concentration élevée en nitrates. Elles traitent essentiellement des eaux souterraines (21 cas sur 25). La teneur moyenne des eaux

¹³ Il faut ajouter à ce bilan d'ensemble les 10 % de cas où rien n'est entrepris...

¹⁴ Les résultats détaillés de cette enquête réalisée en 1993-1994 sont présentés dans A. Lacroix et L. Balduchi (1995). Il s'agit d'une enquête postale auprès des gestionnaires des stations dont les données ont été complétées par des informations provenant des Agences de l'eau ayant financé ces stations

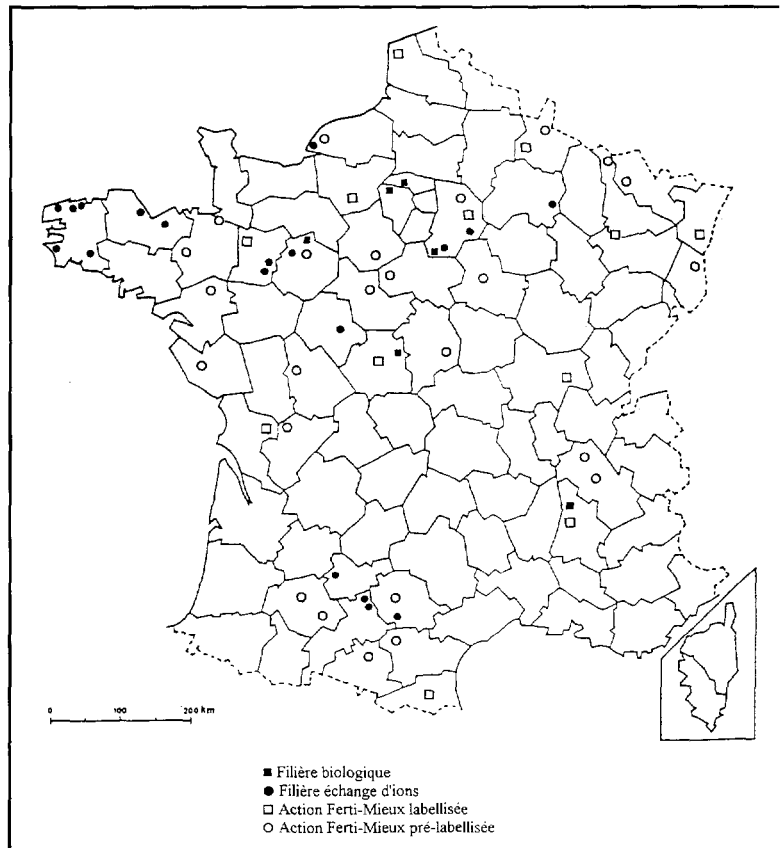


Figure 2. Implantation des stations de déazotation et des actions Ferti-Mieux en France en 1993. Source : ministère de l'Environnement et enquête Inra/RBA.

Tableau I. Coût total de la déazotation (amortissement et fonctionnement).

En francs 92	Par mètre cube d'eau distribué	Par habitant (cf. note 16)
Procédé biologique	1,56	126/156
Procédé physicochimique	1,86	144/186
Moyenne des deux procédés	1,79	140/179

Source : enquête Inra/R8A, 1994.

brutes atteint ou dépasse 75 mg de NO_3 /litre dans 38 % des cas, mais ces eaux connaissent des variations importantes de concentration en NO_3 et 71 % d'entre elles culminent à ce niveau au moins une fois dans l'année.

L'extension rapide de ces stations s'explique par les avantages évidents des deux procédés industriels de traitement des eaux : le procédé biologique (dénitrification) et le procédé physicochimique (dénitratation)¹⁵. Tous deux sont techniquement complexes mais bien maîtrisés et permettent d'abaisser la teneur de l'eau en NO_3 même jusqu'à 0 mg/litre (Richard, 1990). On note cependant que ces deux solutions se traduisent l'une et l'autre par des transferts de pollution mais de nature très différente, puisque les premières contribuent, en fait, à accroître les émissions de gaz à effet de serre, tandis que le rejet fréquent des éluats dans le milieu naturel accroît la pollution des sols et de l'eau. Sur les 25 stations que nous avons « enquêtées », les trois quarts optent pour la dénitrification, notamment dans les petites communes, mais le procédé biologique concerne les deux tiers des eaux traitées (effet de taille). Quel que soit le procédé choisi, il requiert un investissement initial élevé, de plus de trois millions de francs en moyenne et des coûts de fonctionnement qui varient selon la différence entre la qualité de l'eau brute et celle visée en sortie de station : en moyenne 0,80 F par mètre cube d'eau distribué. Au total, le coût global, calculé à partir de l'amortissement et des dépenses de fonctionnement varie entre 140 et 180 F par habitant et par an, selon le niveau de consommation retenu¹⁶. Rapporté au volume d'eau distribué, il est en moyenne de 1,80 F par mètre cube, soit de 15 à 19 % du prix total de l'eau (tableau I).

Cette incidence limitée sur le prix payé par le consommateur incite très clairement les distributeurs (communes, syndicats intercommunaux) à opter pour cette solution qui est cohérente avec le « paradigme de l'ingénieur », qui va dans le sens des « routines industrielles » et qui est facile à mettre en œuvre, d'autant qu'elle obtient fréquemment l'appui financier des Agences de l'eau et des collectivités territoriales. Ces avantages tendent à décourager le choix de solutions préventives, de l'aveu même des décideurs. Interrogés à ce sujet dans notre enquête, les gestionnaires des services des eaux invoquent la lourdeur des stratégies de prévention : difficultés de mise en place, manque d'information et de personnel compétent, impuissance face aux pratiques agricoles intensives. Leur mise en œuvre échappe, en fait, à leur domaine de gestion et nécessiterait une coordination avec la profession agricole ainsi que l'intervention de l'Agence de l'eau.

Toutefois, au-delà de cette évaluation immédiate favorable des solutions curatives sur le plan de la faisabilité technique et des coûts actuels, un bilan plus global fait apparaître certaines limites à plus long terme :

- elles ne traitent pas l'ensemble des émissions polluantes dues à l'agriculture intensive, mais seulement les nitrates sur lesquels les communes concentrent leurs efforts. Le battage médiatique réalisé sur ce polluant explique en grande partie que soient laissées au second plan les pollutions dues au phosphore (eutrophisation des eaux superficielles), aux pesticides (forte rémanence de l'atrazine) ou aux métaux lourds (contenu des boues d'épuration). Par rapport à l'ensemble des pollutions diffuses, l'efficacité des solutions curatives n'est donc que partielle ;

- ces solutions qui mettent l'accent uniquement sur l'eau potable et non sur les eaux souterraines et superficielles, n'empêchent pas – voire aggravent – la dégradation progressive de la qualité de la ressource en eau dans son ensemble. Elles ne procèdent qu'à un transfert de pollution azotée (sous forme gazeuse ou d'éluats) et l'on sait que ces derniers, dans 60 % des stations de dénitrification, sont rejetés dans le milieu naturel (le reste dans les réseaux d'assainissement) si bien qu'ils retournent in fine vers les nappes. En outre, elles accréditent l'idée d'une bonne maîtrise des pollutions azotées et découragent l'action plus exigeante contre les pratiques agricoles intensives. Dans ces conditions, elles ne sont pas à même d'empêcher la progression de la teneur en NO_3 dans les eaux souterraines et superficielles par rapport au rythme actuel de 0,5 à 1 mg/litre/an (Lacroix et Balduchi, 1995).

Ceci pose trois séries de problèmes liés :

- techniquement, il n'est pas certain que l'on puisse traiter indéfiniment une eau brute de plus en plus polluée pour obtenir une eau de qualité (le niveau-guide défini par l'Union européenne, actuellement de 25 mg/litre, pouvant encore être abaissé). Pour la dénitrification, la qualité de l'eau brute est primordiale ; plus elle est polluée, plus l'eau potable traitée devient corrosive et nécessite donc des traitements complémentaires, plus s'accroît la consommation de réactifs de régénération ainsi que l'importance de certains équipements : d'où l'existence d'effets de seuil lorsque le différentiel de traitement est trop grand. De ce fait, l'adaptation et le redimensionnement des équipements devraient nécessairement suivre la progression de la pollution (Ratel, 1992) ;

- économiquement, par conséquent, un abattement de plus en plus important des teneurs en nitrates de l'eau brute traitée (actuellement, de 25 à 75 mg/litre selon les stations) se traduirait par une augmentation

¹⁵ La dénitrification repose sur la valorisation des capacités de certaines bactéries dénitrifiantes et permet l'élimination des nitrates par leur réduction en azote gazeux. La dénitrification consiste en un échange d'ions : l'eau brute percole sur une résine qui les capte et libère en contrepartie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante ; lors de la régénération de la résine, on récupère une solution de saumure riche en nitrates, appelée éluat.

¹⁶ Dans notre enquête, la consommation moyenne par habitant et par an est de 80 m³ (consommation des ménages). Au niveau national, on retient en général le chiffre de 100 m³, pour tenir compte des usages domestiques, industriels, collectifs et des traités des réseaux, soit une dépense de 180 F/habitant/an. Cette différence d'optique explique les écarts des résultats présentés dans les tableaux I et III.

du coût de la déazotation avec le temps, notamment après la période d'amortissement des installations initiales (20 ans pour le génie civil, mais 7 ans pour les équipements, c'est-à-dire deux tiers de l'investissement total) devenues obsolètes et trop petites sous l'effet conjugué de l'accroissement de la pollution et, le cas échéant, de la consommation d'eau potable. Dans les petites stations, dont la proportion s'accroît du fait de l'origine agricole des émissions polluantes (cas de la Bretagne), ces phénomènes seraient aggravés car elles ne bénéficient pas d'économies d'échelle (Davy, 1996) ;

– le législateur, prenant la mesure de ces incertitudes et se référant de facto au principe de précaution, interdit de distribuer de l'eau destinée à la consommation humaine si elle a été obtenue par le traitement d'eaux brutes dont la teneur en nitrates dépasserait 100 mg/litre pour les eaux souterraines, 50 mg/litre pour les eaux superficielles. Ces normes peuvent elles-mêmes se durcir, ce qui accroîtrait les situations d'impossibilité de traitement.

En définitive, les solutions curatives sont peu coûteuses dans l'immédiat et facilement applicables ; on note d'ailleurs que la durée d'amortissement des installations (12 ans en moyenne) est cohérente avec l'horizon temporel d'une politique municipale. Leur mise en œuvre est l'affaire des communes, avec cependant un rôle incitatif important des grandes compagnies distributrices qui gèrent les services des eaux et qui construisent toutes des stations de traitement¹⁷. En cas de gestion directe par le service des eaux, la décision d'acquiescer un tel équipement, toujours complexe à gérer, s'accompagne souvent de la délégation de l'ensemble de la gestion au secteur privé¹⁸. Dans tous les cas, la logique de décision est principalement locale, avec un faible pouvoir de contrôle des usagers. Cet univers décisionnel explique que les solutions curatives tendent à se développer de manière autonome, sans prendre en compte l'origine agricole de la pollution et la possibilité de solutions préventives et donc en repoussant l'échéance de choix technologiques différents, avec un risque évident de cercle vicieux. Le paradoxe est d'autant plus grand que les stratégies de prévention s'avèrent plus complètes et surtout plus fiables dans le temps, voire moins coûteuses à long terme pour la société, donc davantage compatibles avec une perspective d'équité intergénérationnelle.

Des solutions préventives complexes et difficiles à mettre en œuvre

L'examen des propositions de la recherche agronomique et des organismes de développement pour réduire la pollution azotée montre un grand foisonnement de solutions possibles qui ne sont pas toujours cohérentes entre elles (Lacroix, 1995). Les recherches mettent en évidence la grande complexité des facteurs de transfert des nitrates dans les sols et l'importance du délai de réponse de certaines nappes. L'incertitude est telle que les agronomes préfèrent raisonner en termes de risques de pollution nitrique, hiérarchisés en fonction du niveau de vulnérabilité du

milieu et de l'appréciation des pratiques culturelles qui lui sont associées, plutôt qu'en terme de réduction de la pollution effective (Sebillotte et Meynard, 1990).

Les solutions préconisées par la recherche agronomique

Les propositions les plus courantes des agronomes touchent directement à la gestion de l'azote et à la gestion de l'interculture ; elles sont déjà proposées aux agriculteurs en tant que « code des bonnes pratiques agricoles ». Cependant, des solutions plus radicales commencent à voir le jour ; elles visent d'une part la révision des itinéraires techniques¹⁹ et d'autre part un aménagement adapté de l'espace :

– une bonne gestion de l'azote consiste à ajuster l'apport de fertilisants en fonction d'un rendement-objectif raisonnable et non maximal, en prenant en compte toutes les sources d'azote présentes : le sol, le précédent cultural, les résidus de récolte, les effluents d'élevage, l'eau d'irrigation... Cette recommandation apparemment banale se révèle cependant complexe à appliquer, car il faut évaluer un objectif de rendement qui permette d'absorber tout l'azote disponible, tout en minimisant le risque de perte de production. Pourtant, dans un contexte où l'intensification cumulative des systèmes agricoles semble avoir accru la capacité de minéralisation des sols (Addiscott et al., 1991 ; Mary, 1992), un certain degré d'irréversibilité est apparu, la « fertilisation raisonnée » s'avérant insuffisante pour empêcher la pollution²⁰. C'est le cas du maïs, culture à risques par excellence puisqu'elle laisse le sol nu pendant l'hiver, ce qui facilite le lessivage de l'azote du sol, et qu'une surfertilisation azotée ne pénalise pas son rendement, à la différence du blé²¹.

La gestion de l'interculture est alors indispensable, en ayant recours notamment aux cultures intermédiaires pièges à nitrates. Les agronomes insistent sur les conditions de leur implantation (choix des espèces, date et modalités du semis, conditions d'enfouissement...) qui s'avèrent primordiales pour que la culture mise en place remplisse bien sa fonction de piège à nitrates et pour que la suivante puisse utiliser au mieux l'azote ainsi stocké.

– un second ensemble de solutions, plus radicales, vise la gestion intégrée des agroécosystèmes. La proposition de changer plus en profondeur les itinéraires techniques et culturels s'appuie sur le constat que la gestion optimale de l'azote est insuffisante et qu'il faut donc agir, dans une perspective holistique, sur les « systèmes de production polluants » eux-mêmes : diversifier les productions et les rotations culturales, réduire de manière drastique les niveaux de fertilisation et les consommations d'intrants, limiter les risques phytosanitaires ou de stress nutritionnel en valorisant mieux les interactions entre techniques culturales, milieu et peuplement végétal. L'hypothèse sous-jacente à ces solutions est qu'il est possible de suivre des objectifs de rendement inférieurs aux potentialités agronomiques tout en maintenant constante la marge brute. Cependant, ce résultat semble pour l'instant d'avantage accessible en blé (Meynard et Girardin, 1991) que dans les autres cultures.

¹⁷ Elles ou leurs filiales : OTV pour la Générale des eaux, Degrémont pour la Lyonnaise des eaux, mais aussi la Saur (Bouygues) et la Cise.

¹⁸ Selon notre enquête, 18 communes sur 25 ont confié la gestion de leur service des eaux à la société-mère du constructeur choisi pour la station.

¹⁹ Cette notion est définie par les agronomes comme l'ensemble des modalités techniques successives mises en œuvre sur des parcelles conduites à l'identique et qui caractérisent un système de cultures donné.

²⁰ L'expérimentation faite à La Côte-Saint-André de 1991 à 1993 a montré qu'une réduction des apports d'engrais minéraux de presque la moitié (de 260 kg à 160, puis 140 kg) pendant 2 années consécutives élimine en quasi-totalité les fuites d'azote provenant de l'engrais (repérées grâce au N₁₅) mais laisse néanmoins un reliquat d'azote du sol sous le système racinaire de 70 à 80 kg, ce qui représente encore une pollution potentielle très importante (Normand, 1996).

²¹ Dans le cas du blé, on est cependant conduit à utiliser des raccourcisseurs de paille et, bien souvent, des fongicides.

Cette perspective peut aussi s'accompagner d'un réaménagement des espaces agricoles, en intervenant à deux niveaux : la répartition spatiale des systèmes de culture (protection des périmètres de captages, mise en prairie de parcelles à risques, gestion coordonnée de quotas de cultures polluantes...) et l'instauration de surfaces de compensation écologique (haies, enherbement, biotopes naturels, fossés, zones humides...) dont le rôle est d'entretenir la diversité biologique et de valoriser les capacités d'épuration naturelle du milieu, diminuant ainsi la concentration des eaux en nitrates.

Perspectives de mise en œuvre et contraintes pour les agriculteurs

Ces deux familles de solutions proposées permettent de réduire les teneurs des eaux en nitrates, mais dans des proportions et à des horizons de temps différents : – les premières, praticables immédiatement, commencent à être mises en œuvre depuis 1991 à l'initiative de la profession agricole et avec l'appui du ministère de l'Agriculture, dans le cadre des opérations « Fertimieux ». Sur la base d'un cahier des charges défini de manière décentralisée et agréé au niveau national, il s'agit d'améliorer les pratiques agricoles en gérant mieux le cycle de l'azote. En 1994, il y avait environ 25 sites « labellisés » par la structure nationale, en général dans les zones à risques, et plus de 50 en préparation, ce qui atteste un certain succès. Mais, pour l'instant, on ne dispose guère d'indications sur leur impact réel et on a vu plus haut que ce simple inflexionnement des pratiques culturales peut ne pas suffire pour préserver la qualité de la ressource en eau à long terme, du fait du risque de minéralisation cumulative des sols en zone intensive.

– les secondes, en revanche, autour de la notion de gestion intégrée des agrosystèmes, présentent un réel intérêt. À travers le souci de reproductibilité des écosystèmes, elles se situent d'emblée dans un objectif de long terme. En outre, elles cherchent à traiter l'ensemble des fonctions environnementales liées à l'agriculture, plutôt qu'à promouvoir des solutions au cas par cas (pollution de l'eau par les nitrates, par les pesticides, érosion des sols, réduction de la biodiversité, dégradation des paysages...). Mais, les expérimentations se sont développées surtout aux États-Unis²² et en Europe du Nord²³ et pas ou peu en France.

De surcroît, la gestion environnementale de l'espace agricole, complément nécessaire de la gestion intégrée des agrosystèmes, pose un sérieux problème de coordination entre les différents acteurs concernés et suppose en outre que les acteurs privés se soumettent à des règles de répartition spatiale des activités et soient incités à le faire. Certes, la loi sur l'eau de 1992 crée de nouvelles structures qui sont maintenant mises en place au niveau des bassins versants (Sage), mais il faudra sans doute attendre un certain temps pour que cette réforme s'inscrive dans les têtes et dans les faits.

Dans tous les cas, ces solutions, pour être efficaces, nécessitent une bonne connaissance des potentialités de chaque milieu et une capacité de diagnostic des situations observées : évaluation précise des rende-

ments-objectifs, ajustement des niveaux d'intrants, connaissance des effets induits par les changements d'itinéraires techniques et culturaux... L'application des connaissances actuelles demande aux agriculteurs une maîtrise technique accrue et l'assimilation d'un flux important d'informations. En effet, les solutions préconisées ne sont jamais standard et exigent de sortir des routines acquises sur la manière de conduire une culture. Un processus long d'apprentissage technique et organisationnel par les agriculteurs est donc indispensable, les organismes de développement agricole étant en outre peu préparés à ces nouvelles perspectives.

De plus, si l'on excepte le cas de la fertilisation raisonnée qui permet de réduire les charges d'engrais, les solutions qui agissent sur les « systèmes polluants » dans leur ensemble se traduisent par des coûts supplémentaires qui ne garantissent pas que la marge brute, produit par produit, puisse rester constante : coûts en travail pour l'implantation et le suivi des cultures, la surveillance accrue et l'élaboration de références locales ; coûts en intrants et en façons culturales, liés à l'application des préconisations des agronomes ; coûts d'accès à l'information, cette dernière prenant de plus en plus d'importance par rapport aux inputs industriels du système conventionnel.

Le problème est alors de savoir comment les agriculteurs peuvent être incités à suivre ces recommandations. Certes, la réforme de la Pac déstabilise les routines acquises et pourrait créer de meilleures conditions pour une diminution de la pollution azotée : l'incertitude sur les prix encourage une réduction des intrants, le gel des terres offre des possibilités à valoriser... , mais cette réforme ne constitue pas, en elle-même, une politique environnementale (Bel et al., 1995, chap. 2). Il faut donc envisager une politique plus explicite d'accompagnement et d'incitation des agriculteurs à mettre en œuvre les recommandations des agronomes pour favoriser la préservation à moyen et long terme de la ressource en eau.

Quel que soit le système incitatif adopté, redevance-pollution et/ou contrats avec subventions²⁴, sa mise en œuvre nécessite l'action conjointe de deux types d'acteurs : d'un côté les instances publiques de gestion du secteur, nationales et européennes, en coopération (voire cogestion) avec les organisations professionnelles agricoles, les uns et les autres ayant pour tâche de réguler la production et les marchés agricoles depuis presque 40 ans et s'étant vu adjoindre depuis peu un objectif environnemental ; d'un autre côté les Agences de l'eau chargées, en particulier depuis la loi sur l'eau de 1992, de réguler les pollutions diffuses tant au niveau des grands bassins versants qu'à celui de chaque aquifère et donc d'intervenir auprès des acteurs concernés à un niveau territorial. Ces deux formes de coordination – sectorielle et environnementale ; celle du produit et celle de la ressource – sont par nature conflictuelles (Mermet, 1991) et, donc, source d'inefficacités. Dans ces conditions, l'orientation préventive dont elles pourraient être porteuses connaît un développement modéré et inégal, n'est pas appuyée par une politique fiscale et surtout reste trop étanche par rapport aux orientations prises parallèlement par les communes.

²² Programme Lisa (*Low input sustainable agriculture*) de l'USDA.

²³ Programme Camar (*Competitiveness of agriculture and management of agricultural resources*) de l'Union européenne.

²⁴ Une analyse critique des différents instruments économiques envisagés et la faisabilité d'un système de « redevance-subvention » sont présentés dans un autre article (Le Roch et Mollard, 1996). On remarque que les mesures agri-environnementales de l'Union européenne dites « réduction d'intrants », système contractuel bénéficiant d'aides financières, connaît un grand succès depuis 1994, en particulier dans le Bassin parisien.

On débouche, par conséquent, sur le paradoxe suivant. Les solutions curatives et préventives aux pollutions diffuses de l'eau pourraient fort bien, en principe, être combinées puisqu'elles ont des objectifs complémentaires, qu'elles sont efficaces à des horizons de temps différents et qu'elles ne renvoient pas au même degré de soutenabilité. Mais, en réalité, elles ne peuvent pas l'être car elles sont conçues dans des « mondes de production » (R. Salais) et dans des perspectives techniques opposées, conduites indépendamment les unes des autres, par des acteurs qui n'ont aucune raison de se coordonner, comme si chacune d'entre elles était à elle seule l'unique solution possible au problème posé. En définitive leur seul point commun est de permettre l'une et l'autre d'atteindre la norme prise au sens strict de seuil de potabilisation.

Il y a là les germes d'un développement parallèle de ces deux voies avec cependant la réserve que le rapport de prix entre ces deux familles de solutions, s'il était très déséquilibré, pourrait faire pencher la balance en faveur de la moins coûteuse d'entre elles. Tenter une telle comparaison était précisément un des objectifs des travaux de terrain que nous avons engagés sur le site de La Côte-Saint-André.

Une approche empirique coût-efficacité : le cas de La Côte-Saint-André

La plaine de Bièvre-Valloire-Liers où se trouve le site d'expérimentation s'étend sur environ 300 km² au nord-ouest de Grenoble (cf. *figure 3*). L'agriculture est l'activité économique dominante (1 200 exploitations dont 800 à temps complet) et représente le noyau dur de la production intensive et commerciale du département : élevage bovin en régression, développement des céréales (maïs irrigué) et des cultures industrielles (tabac, colza, tournesol). Le travail de terrain que nous avons réalisé dans le cadre d'un programme interdisciplinaire (cf. *encadré*) a permis d'évaluer la faisabilité technique et les surcoûts de trois scénarios préventifs modifiant les pratiques culturales, pour les confronter ensuite, dans une approche coût-efficacité, aux résultats d'une simulation des coûts d'implantation et de fonctionnement d'une station de déazotation pour la commune de La Côte-Saint-André (4 536 habitants en 1993).

Trois scénarios préventifs pour réduire la pollution azotée

La recherche empirique²⁵ a permis de dresser au préalable un état des lieux des pratiques culturales, de leur rentabilité économique, mais aussi des difficultés rencontrées par les cultures intensives. Ainsi, en 1992, la fertilisation azotée (azote minéral et engrais de ferme) sur maïs irrigué est élevée : 253 kg de N/hectare en moyenne, c'est-à-dire bien au-delà de l'optimum technique de 180 kg mis en évidence par

les essais réalisés sur le site par l'Association générale des producteurs de maïs (AGPM), ce qui s'explique en partie par une mauvaise intégration de l'équivalence en azote de l'engrais de ferme. Par ailleurs la capacité d'adaptation à différents scénarios préventifs favorables à la qualité des eaux est limitée par la rigidité structurelle des systèmes d'exploitation : rigidité du facteur travail, avec souvent un seul travailleur permanent par exploitation ; rigidité des systèmes de culture, du fait des investissements en irrigation ; faibles marges de manœuvre financières, dans un contexte d'incertitude sur l'évolution des prix des céréales.

En partant des recommandations des agronomes pour réduire la pollution azotée et en les adaptant aux contraintes du site, nous avons défini trois scénarios préventifs (A, B, C) applicables sur les exploitations de La Côte-Saint-André, leur impact sur les risques de pollution faisant l'objet d'une cotation simplifiée, en attendant les résultats de mesures plus précises qui sont en cours de réalisation dans le cadre du programme actuel²⁶ :

– scénario A consiste à limiter la fertilisation azotée un peu au-dessus de l'optimum technique défini par l'AGPM en escomptant une stabilité des rendements. C'est le scénario de base minimal qui est repris dans les deux autres scénarios ;

– le scénario B comprend l'implantation d'une culture intermédiaire piège à nitrates réalisée selon deux modalités : l'une, B1, à la date de récolte habituelle du maïs, ce qui ne modifie pas ou modifie peu les pratiques culturales actuelles ; l'autre, B2, en juin et sous couvert de la culture de maïs. Dans les deux cas, le semis et le broyage nécessitent une charge de travail supplémentaire ;

– le scénario C propose une réduction des surfaces en maïs irrigué en introduisant des cultures à moindres risques. Deux variantes de rotations culturales sont retenues : C1, où deux maïs sur quatre cèdent la place à deux blés d'hiver ; C2, où quatre maïs sur six sont remplacés par de la luzerne irriguée. Dans la modalité C1, l'irrigation n'est pas utilisée pour le blé et les investissements correspondants constituent donc une perte sèche ; dans les deux modalités, il y a réduction de la charge de travail.

Le scénario A diminue très peu les risques de pollution ; il réduit simplement des inefficacités techniques et permet un gain net de marge à l'hectare. Dans B1, la manière habituelle de conduire le maïs irrigué n'est guère modifiée, l'implantation de la culture intermédiaire est trop tardive et donc sa fonction de piège à nitrates est limitée. Dans C1, le remplacement de deux maïs par du blé réduit le risque de lessivage qui reste par contre élevé les deux autres années²⁷.

Ce sont donc les scénarios B2 et C2 qui sont les plus robustes pour réduire la pollution azotée, mais aussi les plus chers (*tableau II*). Le premier occasionne un travail supplémentaire ; le second s'inscrit d'avantage dans le mode d'organisation du travail des agriculteurs enquêtés. Ces résultats sont comparables à d'autres évaluations ; par exemple, les surcoûts induits des deux scénarios de culture intermédiaire, B1 et B2, peuvent être rapprochés des résultats de Fabre et al. (1993) qui évaluent, dans un système d'exploitation comparable, le coût d'une culture

²⁵ Enquête réalisée auprès de 20 producteurs choisis initialement parmi les 63 adhérents de l'Association syndicale d'irrigation (Asa). Les résultats détaillés sont présentés dans Bel et al. (1995).

²⁶ Les itinéraires techniques ont été construits en coopération avec Y. Gautronneau (agronome, Isara), les services de développement local (chambre d'agriculture) et les agriculteurs concernés. Ces différents scénarios sont expérimentés en 1996 et 1997 sur quatre exploitations ; les mesures effectuées par l'Isara (C. David) et l'Inra de Laon (N. Beaudoin, B. Mary) fourniront une base précise pour la modélisation ultérieure des fuites de nitrates.

²⁷ On trouve une description détaillée de ces scénarios et des modalités de calcul des surcoûts dans Bel et al. (1995).

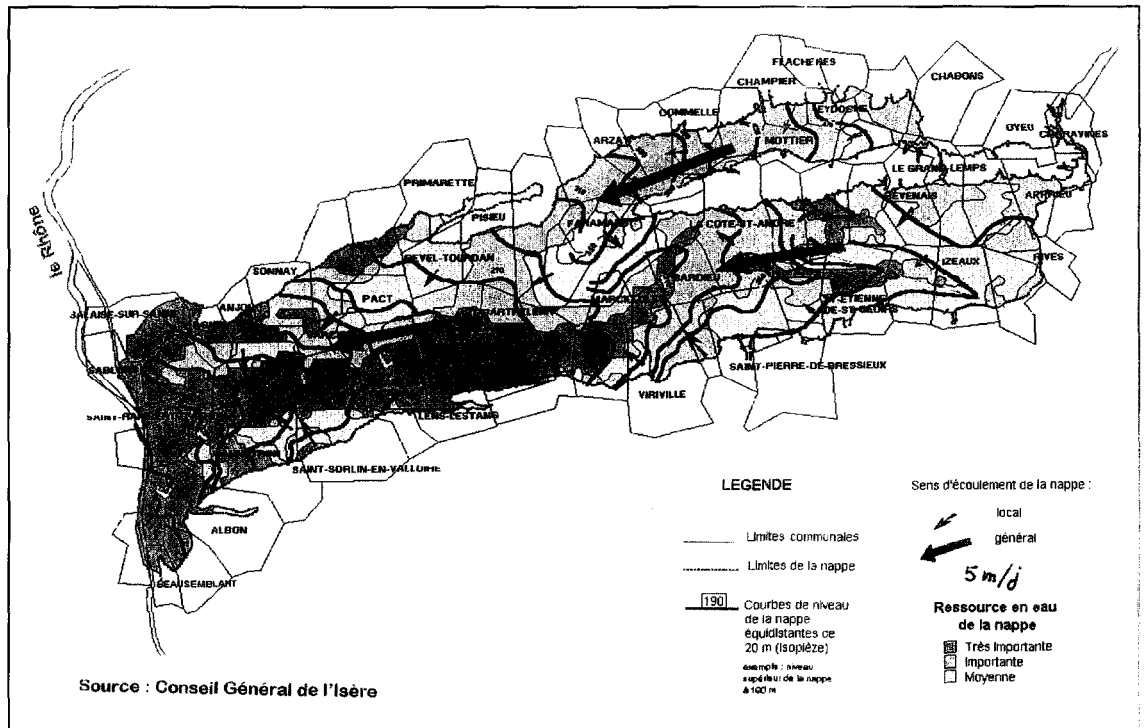


Figure 3. Caractéristiques de la nappe de Bièvre-Liers-Valloire. Source : conseil général de l'Isère.

piège à nitrates entre 637 et 1 234 F/hectare, selon qu'elle est implantée en dérobée ou sous couvert végétal.

Ces résultats, néanmoins, sont statiques. Comment peuvent-ils évoluer dans le temps ? Quatre études de cas réalisées par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne (1995) distinguent deux pas de temps de 15 et 30 ans pour le calcul des coûts de scénarios préventifs ; ils mettent en évidence une baisse d'environ 50 % de ces coûts d'une période à l'autre, ce qui confirme l'hypothèse de leur diminution à long terme dans ce type de solutions ; mais les scénarios envisagés, liés aux systèmes d'élevages, ne sont pas comparables avec ceux que nous avons évalués, ce qui interdit toute transposition.

Ces données nous permettent d'amorcer un bilan comparatif des solutions curatives et préventives de traitement des eaux. Un tel bilan est complexe à réaliser car il faut en particulier s'assurer des termes de la comparabilité.

**Entre curatif et préventif :
des coûts apparemment comparables...**

En nous limitant à la commune de La Côte-Saint-André, nous avons réalisé une évaluation comparée de type coût-efficacité entre les solutions préventives que l'on vient de présenter et la simulation d'un scénario curatif de traitement industriel des eaux. En

Tableau II. Surcoût et résultats attendus de trois scénarios préventifs à La Côte-Saint-André.

	A Réduction de fertilisation	B1 Interculture blé	B2 Interculture ray-grass	C1 Blé en sec	C2 Luzerne irriguée
Variation du coût en francs 92/hectare	- 130	+ 48 min si broyage	+ 48 min	- 10 h	
Variation de travail par hectare et par an	-	++	+++	++ + 1 157	+++
Cote de réduction du risque	+ + 557 à 750	+ 1 063	+ 735	- 16 h	

Source : enquête Inra/R8A, 1994.

imputant toute la pollution actuelle à l'agriculture et, plus précisément aux surfaces emblavées en maïs sur la commune, les surcoûts des deux scénarios préventifs les plus robustes (B2 et C2) seraient du même ordre de grandeur que ceux d'une station de déazotation (investissement et fonctionnement). En rapportant les données au nombre d'habitants, les solutions préventives se situeraient dans une fourchette de 159 à 173 F par tête et par an et les solutions curatives entre 156 et 186 F (tableau III).

C'est à un résultat proche que parvient De Haen (1990) qui effectue une estimation comparée des coûts de solutions préventives et curatives, dans deux régions d'Allemagne. Pour les premières, il évalue la perte de revenu agricole encourue par des exploitations qui extensifient leur production. Et il compare le résultat aux coûts du traitement des eaux (dénitrification et dénitratisation). En moyenne, la solution curative est plus coûteuse que les autres ; mais dans les conditions les plus défavorables (sols filtrants, teneur très élevée de l'eau drainée en NO₃), ses données mettent en évidence que les coûts respectifs des deux solutions sont du même ordre de grandeur.

...mais des niveaux d'efficacité différents

Posée dans ces termes, la comparaison paraît valider à la fois ces deux solutions. Plusieurs points d'incertitude pèsent cependant sur ce résultat :

– se pose tout d'abord, la question de l'effet du temps sur l'évolution des coûts. Au bout de 12 ans, le coût de la station de déazotation peut s'accroître selon qu'une décision d'investissement est prise ou non pour faire évoluer les équipements, décision qui dépend elle-même de leur obsolescence, du degré de dégradation de la qualité des eaux brutes à traiter et de la progression de la consommation d'eau potable. Dans les zones intensives, ces facteurs vont nettement dans le sens d'une hausse des coûts, sans que son montant puisse être chiffré avec précision (Davy, 1996). Du côté du préventif, on dispose d'évaluations qui montrent

une baisse des coûts au bout de 10 à 15 ans dans le cas de systèmes d'élevage, mais on manque de références pour les systèmes de cultures. Au total, la comparaison temporelle pourrait donc évoluer en faveur du préventif, mais il faudrait, bien sûr, une plus grande précision des données pour que cette conclusion soit confirmée ;

– la question du temps intervient aussi à travers les délais d'efficacité des actions envisagées. Ceux des solutions curatives sont presque instantanés, une fois l'investissement réalisé, alors que dans le cas des solutions préventives, l'effet d'une réduction des émissions polluantes peut se faire sentir dans des délais très variables allant de quelques mois sur des sols très filtrants (cas de La Côte-Saint-André) à plusieurs dizaines d'années (cas des aquifères du Bassin parisien). La déazotation a donc l'avantage d'être mieux adaptée aux cas d'urgence et de captages très contaminés (c'est ce qui se passe dans les faits) ;

– ensuite, nos résultats ne concernent que les coûts de production directs du traitement de l'eau potable ou de la préservation de la ressource en eau et non les coûts indirects difficiles à répertorier et encore plus à évaluer. Pour le curatif, il faut ajouter au coût actuel celui du transfert de pollution, notamment le traitement des éluats actuellement non pris en compte. Pour le préventif, il faudrait calculer les coûts indirects de recherche-développement, de conseil, de coordination et d'information de tous les partenaires. Ces coûts peuvent être très importants, mais on peut se demander s'il s'agit simplement de réallouer les moyens actuels déjà supportés par la recherche et les organismes de développement, auquel cas leur coût marginal est nul ou faible, ou s'il s'agit vraiment de coûts supplémentaires. La première hypothèse paraît plus réaliste, la réorientation des moyens étant d'ailleurs déjà commencée

– par ailleurs, le degré d'efficacité des solutions envisagées sur la réduction de la pollution est actuellement imprécis dans le cas des scénarios préventifs, la seule certitude étant que la fertilisation raisonnée associée à une culture intermédiaire peut piéger de

Tableau III. Coûts comparés des solutions curatives/préventives sur le site de La Côte-Saint-André.

<i>Solutions curatives</i>	<i>Amortissement en francs 92/mètre cube</i>	<i>Fonctionnement en francs 92/mètre cube</i>	<i>Coût total en francs 92/mètre cube</i>	<i>Surcoût annuel en francs 92/habitant</i>
Dénitrification	0,64	0,89	1,56	156
Dénitratisation	0,92	0,76	1,86	186
Ensemble	0,85	0,83	1,79	179
<i>Solutions préventives</i>	<i>Effet attendu sur le risque</i>		<i>Surcoût en francs 92/hectare</i>	<i>Surcoût annuel en francs 92/habitant</i>
A (réduction de fertilisation)	+		- 130	-
B (cultures intermédiaires pièges à nitrates)	+++		+ 1 063	159
C (diversification des cultures)	+++		+ 1 157	173

Source : enquête Inra/R&A 1994 et simulation pour La Côte-Saint-André.

50 % à 75 % des fuites d'azote sous les racines potentiellement lessivables vers la nappe (mesures en cours à La Côte-Saint-André) ; inversement, l'impact des solutions curatives sur la pollution azotée est très précis, mais il ne concerne que l'eau potabilisée et non la ressource en eau ;

– les certitudes sont inverses quant à l'impact de ces deux types d'action sur le milieu naturel, celui-ci étant conçu comme un lieu de régénérescence de fonctions environnementales utiles pour la préservation des ressources en eaux souterraines ou superficielles. De ce point de vue, les solutions curatives ont un impact indirect négatif mal connu à travers les transferts de polluants dans les sols et l'eau, mais aussi l'atmosphère, tandis que les solutions préventives agissent avec certitude et durablement en faveur de la préservation de ces milieux via la production agricole à condition qu'elles amorcent un infléchissement en profondeur des systèmes de production intensifs.

Finalement, bien que les coûts monétaires directs du curatif et du préventif apparaissent comparables, de nombreuses différences et incertitudes quant à leur niveau d'efficacité obligent à nuancer ce résultat et empêchent de conclure à leur équivalence. En d'autres termes, même en améliorant la précision des évaluations réalisées, la comparaison du rapport coût-efficacité ne permet pas d'arbitrer entre ces deux familles de solutions. Cela vient de ce que dans ce rapport, c'est le second terme, et non le premier, qui a le plus de mal à être comparé.

Quels critères de choix entre curatif et préventif : coût-efficacité ou soutenabilité ?

En fait, l'observation montre que l'atteinte de la norme de 50 mg/litre n'est pas le seul critère d'efficacité pris en considération par les acteurs pour effectuer leur choix, cela étant plus vrai dans le cas du préventif que dans celui du curatif. Plus exactement, si la condition minimale d'efficacité que doivent remplir ces deux approches est leur capacité à atteindre la norme, il existe aussi d'autres critères, implicites ou explicites, qui guident les choix décisionnels des différents acteurs concernés et ces critères ne sont pas les mêmes pour les uns et pour les autres. Il en résulte que ce n'est pas toujours la solution qui apparaît la plus avantageuse au regard de l'approche coût-efficacité prise dans son sens strict (Baumol et Oates) qui sera effectivement choisie, la décision pouvant être infléchie en fonction de la qualité des milieux naturels concernés, des propriétés de chaque aquifère, mais aussi des stratégies environnementales des agriculteurs ou des contraintes affichées par les communes.

Si le ratio coût-efficacité est insuffisant pour expliquer le choix entre les solutions envisagées, par quoi peut-on le compléter ? Peut-on identifier d'autres critères que les normes sanitaires pour apprécier le degré de qualité des fonctions environnementales assurées dans les différentes solutions envisagées ? Dans l'état actuel des connaissances, on ne dispose pas d'indicateurs écologiques qui répondent à cette information, ni de « normes agrégées » de qualité de la

ressource en eau, encore moins dans le cas des eaux souterraines. L'approche théorique proposée par R. Hueting apparaît donc difficile à mettre en œuvre faute d'indicateurs appropriés. On peut alors envisager de se référer au « principe de précaution » avec tout le flou qui accompagne inévitablement son application, mais on doit se demander si ce critère n'implique pas, par nature, de privilégier la voie préventive puisqu'il invite à prendre en considération la pérennité de la qualité de la ressource en eau pour les générations présentes et futures, les incertitudes qui pèsent sur le devenir de cette ressource et le fait que ce capital naturel n'est pas substituable ; il invite donc à adopter une optique de soutenabilité forte.

Si au contraire on se contente de viser une reproductibilité des procédés industriels de traitement de l'eau potable, de manière à garantir une pérennité du niveau de qualité requis pour sa consommation, on peut opter pour la voie curative. On se contente alors d'une « stratégie d'adaptation » et du critère coût-efficacité au sens strict, en faisant le pari du progrès technique et de la substituabilité du capital manufacturé au capital naturel. On s'éloigne alors de la référence au principe de précaution et on adopte une optique de soutenabilité faible.

On voit donc que les critères sous-jacents au choix entre solutions curatives ou préventives s'inscrivent dans des démarches fort différentes, mais pas nécessairement exclusives. Elles pourraient en principe être combinées, mais elles tendent néanmoins, de facto, à s'exclure notamment parce qu'elles émanent d'acteurs économiques qui ont des univers décisionnels opposés.

Logiques de décision des acteurs face à la contrainte de qualité de l'eau

Finalement, si le critère coût-efficacité ne constitue pas le fondement unique qui permet aux acteurs d'arbitrer entre solutions curatives et préventives, c'est parce qu'il n'y a pas un marché unifié de l'eau de qualité sur lequel on pourrait choisir l'une ou l'autre des solutions en concurrence, mais plutôt coexistence de deux démarches autonomes qui ne se rencontrent pas : celle des pollués, c'est-à-dire les usagers des services des eaux et les communes qui les représentent, et celle des pollueurs, en l'occurrence les producteurs agricoles. La distinction entre ces deux catégories d'acteurs renvoie à la différenciation des droits entre pollués et pollueurs décrite en introduction et à la délimitation encore imprécise de ces droits.

Les usagers des services des eaux

Les usagers, en contrepartie du prix qu'ils acquittent, demandent aux communes de leur procurer une eau de qualité conforme aux normes sanitaires. Si un risque de pollution « exogène » se manifeste, il est logique que la commune concernée s'adresse au « marché de la dépollution » sur lequel l'offre est assurée par l'oligopole des grandes compagnies distributrices et leurs filiales spécialisées dans le traitement des eaux polluées. La mise en œuvre de cette solution ne rencontre pas de difficulté particulière car la déci-

sion d'investissement et la maîtrise des procédés dépendent d'un petit nombre d'acteurs faciles à coordonner et le fonctionnement ne pose pas de problème particulier d'apprentissage, technique ou organisationnel, dès lors que les entreprises industrielles se substituent aux services des eaux. Dans ce contexte, le recours aux stations de traitement curatives plutôt qu'aux solutions préventives est justifié car il est cohérent avec un univers technico-économique dans lequel les éléments clés du cahier des charges qui emporteront la décision sont la rapidité de la réparation du dommage, la fiabilité et la facilité de mise en œuvre du procédé, la prise en charge de sa gestion ainsi que la modération de son coût.

Dans un tel cas, le surcoût engendré par la pollution est répercuté sur le prix de l'eau distribuée aux usagers, dans une optique pollué payeur. Le fait que ce coût soit ou non répercuté sur les pollueurs au nom du principe pollueur payeur est une question secondaire aux yeux des acteurs concernés, à la fois parce que l'identification du responsable de la pollution n'est pas aisée, parce que l'action sur ce responsable échappe à la compétence des communes et parce que la demande de l'usager étant rigide par rapport au prix, il est facile de répercuter les dépenses engagées par l'accroissement des redevances sur la consommation. Mais en outre, communes et usagers peuvent estimer légitimement que ce n'est pas à eux, ou à eux seuls, de supporter à travers le prix de l'eau potable les coûts de préservation de l'ensemble de la ressource. Ils ne sont donc pas spontanément enclins à faire appel au préventif.

Les producteurs agricoles

Les agriculteurs dont l'activité économique présente des risques de pollution du fait de méthodes de cultures intensives développent depuis quelques années, conjointement à leur activité productive, une offre de service environnemental de protection de la ressource en eau destinée à compenser les externalités négatives de leur activité. Deux problèmes se posent dans cette démarche : d'une part cette offre, on l'a vu plus haut (actions Ferti-mieux, plans de développement durable, mesures agri-environnementales,...), est encore embryonnaire et n'engage pas tous les producteurs concernés parce qu'elle se constitue sur la base du volontariat ; d'autre part elle a du mal à identifier ou susciter une demande pour ce service environnemental de la part des communes ou des Agences de l'eau, du fait du caractère de bien public de la ressource en eau. Ce caractère particulier se traduit en effet par une imprécision sur l'existence d'un « droit à polluer » associé au droit de produire et donc par une incertitude sur la légitimité d'une rémunération pour le service environnemental rendu. C'est donc avec difficulté que se constitue une « offre de services » de la protection de la ressource en eau de la part des agriculteurs. Cette difficulté est accentuée par le fait que la mise en œuvre des stratégies de prévention nécessite la coordination de l'ensemble des acteurs d'un même bassin versant : agriculteurs, organisations professionnelles, instituts techniques, acteurs institutionnels,..., mais aussi la capacité de tous à adapter les solutions envisagées aux conditions

locales. Elles supposent une modification profonde des comportements dans un domaine où les routines sont fortes ; d'autant plus que la perspective d'adopter de nouvelles pratiques culturelles n'est pas actuellement très attractive, dans un contexte économiquement instable.

L'Agence de l'eau, chargée de réguler la protection de la ressource, devrait pallier ces difficultés en renforçant sa demande de service environnemental préventif aux agriculteurs, mais elle rencontre de nombreuses entraves à son action. Du fait que la pollution diffuse est un produit-joint de la production intensive, elle se heurte tout d'abord au conflit de logiques signalé plus haut entre les contraintes du développement de la production agricole et celles de la protection de la ressource, son action n'étant considérée comme légitime que sur la seconde. Elle ne dispose pas, en outre, d'instruments économiques efficaces de régulation puisque les pollutions diffuses ne sont pas soumises à la redevance-pollution et que les leviers de régulation sectorielle lui échappent ; tout au plus lui reste-t-il comme possibilités pour encourager des pratiques préventives, la persuasion ou le conseil, la menace d'une taxe et quelquefois la subvention (cas des opérations Ferti-mieux).

Du coup les agriculteurs, soucieux à la fois de créer une image de qualité de leur activité et de développer leur présence sur le nouveau « marché de l'environnement » induit par cette activité, se substituent en partie à l'action régulatrice de l'Agence de l'eau pour diffuser des techniques et des pratiques plus favorables à la protection de la ressource en eau. Ils en retirent d'ailleurs des possibilités de rémunération par le biais de diverses subventions (en particulier les mesures agri-environnementales de l'Union européenne).

On comprend donc, dans ce contexte, que l'approche préventive se mette en place assez lentement, en particulier parce que les instruments économiques régulateurs de la ressource sont peu développés et représentent un poids encore faible par rapport aux moyens de régulation de l'activité sectorielle.

Conclusion

En définitive, l'existence de ces deux voies parallèles d'action par rapport aux pollutions diffuses et le rôle important joué par des acteurs poursuivant leur propre logique, nous semblent peser bien plus que la comparaison des coûts relatifs et du critère coût-efficacité dans le choix des stratégies curatives et préventives analysées ici. Le développement asymétrique de deux marchés différents, explique que le choix des solutions curatives soit privilégié sur le marché de l'eau potable de qualité et que celui des solutions préventives soit dépendant d'un marché encore mal constitué, celui de la protection de la ressource en eau. Ceci constitue à nos yeux une explication claire de l'absence de combinaison entre solutions curatives et préventives, de l'absence de compromis négocié entre les pollués et les pollueurs dont l'objet serait de se répartir les coûts d'une solution d'ensemble qui combinerait les complémentarités de ces deux types de solutions.

Résumé : Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau

L'hypothèse principale de cet article est qu'il est peu probable que se réalise une combinaison optimale entre les deux familles de solutions, curatives et préventives, qui permettent de réduire la pollution diffuse de l'eau par l'agriculture et que le choix entre ces solutions est incontournable : il doit s'analyser en termes de bifurcation technique et sociale, ou encore en termes de soutenabilité faible ou forte. On peut montrer en effet qu'une solution d'ensemble combinant curatif et préventif, pour idéale qu'elle paraisse, ne semble pas s'imposer dans les faits, à la fois parce que ces solutions sont mises en œuvre par des groupes d'acteurs obéissant à des logiques opposées et parce qu'elles ne sont pas strictement substituables : leurs présupposés techniques, leurs temporalités et leurs résultats en termes d'efficacité sont très différents. Ce sont, en définitive, deux ensembles disjoints relevant de logiques décisionnelles et technico-économiques qui ne peuvent pas être intégrées spontanément. La première partie examine les propositions de l'économie de l'environnement pour réduire les pollutions diffuses et pour arbitrer entre les solutions proposées. La seconde partie compare les objectifs, les niveaux d'efficacité et les délais temporels des solutions curatives et préventives pour la restauration ou la préservation de la qualité de l'eau. La troisième partie tente d'évaluer les coûts respectifs de ces deux familles de solutions, en s'appuyant sur différents scénarios construits à partir du site de La Côte-Saint-André (Isère).

Pour que cette situation change, il faudrait, à court terme, que soit accru le pouvoir de régulation de l'Agence de l'eau sur l'ensemble du dispositif de production d'eau potable de qualité et de protection de la ressource en eau, de manière à ce que des instruments économiques plus efficaces permettent de coordonner les décisions de tous les acteurs concernés. Ceci permettrait, alors, que se développe le « marché » encore embryonnaire du service environnemental de protection de la ressource en eau susceptible d'être rendu par les agriculteurs et que ce marché s'articule peu à peu à celui de la production d'eau potable de qualité, de telle sorte que cesse l'étanchéité actuelle que nous avons mise en évidence entre des réseaux d'acteurs poursuivant chacun leur logique de manière totalement indépendante. Tel est bien le pari difficile d'une gestion soutenable de la ressource en eau.

Remerciements : Je remercie D. Vermersch et P. Criqui ainsi que les lecteurs anonymes de la revue *NSS* pour leurs critiques détaillées et pertinentes de versions antérieures de ce texte. Je remercie également F. Bel, A. Lacroix et C. Le Roch, pour leur contribution au programme de recherche dont est issu cet article et qui a reçu l'appui financier du programme Environnement du CNRS en 1993-94. On trouvera une présentation d'ensemble des résultats dans le rapport de fin de contrat (Bel et al., 1995) ainsi que dans les publication référencées au fil du texte.

RÉFÉRENCES

- Addiscott T.M., Whitmore A.P., Powelson D.S. 1991. *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*, CAB International, Leaper and Gard Ltd, Bristol, 170 p.
- Agence de l'eau Loire-Bretagne. 1995. *Impact économique des pollutions agricoles sur la potabilisation de l'eau dans le bassin Loire-Bretagne. I. L'analyse de quatre zones échantillon*, 126 p.
- Amigues J.-P., Desaignes B., Vuong Q.H. 1996. L'évaluation contingente : controverses et perspectives. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 39-40, 123-150
- Baumol W.J., Oates W.E. 1971. The use of standards and prices for the protection of the environment. *Swedish Journal of Economics* 73, 42-54
- Baumol W.J., Oates W.E. 1988. *The Theory of Environmental Policy*, 2e édition, Cambridge University Press, Cambridge, 297 p.
- Beaudoin N., Scheurer O., Maucorps J., Mary B. 1995. *Maîtrise de la pollution diffuse par les nitrates en zone agricole de grande culture*, Inra-Région Picardie, 48 p. + annexes
- 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, Inra/R&A, ESR-Grenoble, 211 p.
- Conway. 1991. Fonction des instruments économiques pour la réconciliation des politiques agricoles suivant le principe pollueur-payeur. *Économie Rurale* 205, 44-51
- Costanza R. 1991. Assuring sustainability of ecological economic systems. In : *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability* (R. Costanza, ed.), Columbia University Press, New York, 515 p., 331-343
- Davy T. 1996. La détérioration de la qualité des eaux, un frein au développement durable. *L'eau en Loire-Bretagne* 57, 18-26
- De Haen H. 1990. Economic aspects of controlling the nitrate contamination of drinking water. In : *Nitrates, agriculture, eau (Calvet, ed.)*, Inra-Éditions, Versailles, 23-40
- 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* 186, 72-83
- Faucheux S., Noël J.F. 1995. *Économie des ressources naturelles et de l'environnement*. Armand-Colin, Paris, 370 p
- Fleury A., Mollard A. 1976. *Agriculture, système social et environnement*. Irep-Cordes, 258 p. + annexes
- Foulhouze R. 1988. Nitrates et eau d'alimentation. *Techniques Sciences et Méthodes* 83, 4, 171-176
- Godard O. 1994. Le développement durable : paysage intellectuel, *Natures-Sciences-Sociétés* 4, 2, 309-322
- Guillemain C., Roux C. 1992. *Pollution des eaux souterraines en France. Bilan des connaissances, impacts et moyens de prévention*. Éditions du BRGM, Orléans, 262 p.
- Hénin S. (dir.). 1980. *Activités agricoles et qualité des eaux. Dossier nitrates*, ministère de l'Agriculture, Paris
- Hueting R. 1987. An economic scenario that gives top priority to saving the environment. *Ecological Modelling* 38, 123-140
- Hueting R. 1991. Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilemma. In : *Ecological Economics, The Science and Management of Sustainability* (R. Costanza, ed.), Columbia University Press, New York, 194-213
- Kengni L., Vachaud G., Thony J.L., Laly R., Garino B., Casabianca H., Jame P., Viscogliosi R. 1994. Field measurements of water and nitrogen losses under irrigated maize. *J Hydrol* 162, 23-46
- Lacroix A. 1995. Des solutions agronomiques à la pollution azotée. *Cahiers Agricultures* 4, 333-42
- Lacroix A., Balducci F. 1995. Le traitement des nitrates de l'eau potable. Bilan économique et perspectives. *Techniques Sciences Méthodes* 12, 923-929
- Le Roch C., Mollard A. 1996. Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 39-40, 63-92

- Mary B. 1992. Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrique. Journée d'étude Interculture et nitrates, Corpen-Comifer, 29 janvier 1992, 16 p.
- Mermet L. 1991. Dans quel sens pouvons-nous gérer l'environnement ?, Gérer et comprendre. *Annales des Mines* 22
- Meynard J.-M., Girardin P. 1991. Produire autrement. *Courrier de la Cellule Environnement de l'Inra* 15
- Meynard J.-M., Papy F. 1993. Quels changements dans les systèmes de grande culture face à la politique agricole commune ? in « Réforme de la Politique agricole commune et systèmes de production », *Actes et Communications* 10, 169-192
- Mollard A., Lacroix A., Bel F., Le Roch C. 1993. *Prospects for the Regulation of Agriculture Under Environmental Constraints*. European Association for Evolutionary Political Economy, Fifth Annual Conference, Barcelona, 28-30 October, 21 p.
- Mollard A. 1995. L'agriculture entre régulation globale et sectorielle. In : *La théorie de la régulation : état des savoirs* (R. Boyer, Y. Saillard, eds), La Découverte, Paris, 332-340
- Mollard A., Le Roch C., Lacroix A., Grappey C., Bel F. 1997. The choice of economic instruments applied to non-point water pollution: an economic approach based on the contribution of natural sciences. In : *Ecology and Society: Life Sciences Dimensions* (M. O'Connor, U. Ganslasser, eds), Filander Press, Francfort, 17 p.
- Noirfalise. A. 1974. Conséquences écologiques de l'application des techniques modernes de production en agriculture. *Informations internes sur l'agriculture*, 137, CEE
- Normand. B. 1996. Étude expérimentale et modélisation du devenir de l'azote dans le système sol-plante-atmosphère. Thèse de doctorat de l'université Joseph-Fourier, Grenoble, 190 p.
- Ratel M.O. 1992. *Élimination des nitrates de l'eau potable*. Ministère de l'Agriculture et du Développement rural et FNDAE, édition hors série de l'Office international de l'eau, Limoges, 61 p.
- Richard Y. 1990. Le point sur l'élimination des nitrates en eau potable. In : *Nitrates, agriculture, eau* (Calvet, ed), Inra-Éditions, Versailles, 53-65
- Sébillotte M., Meynard J.-M. 1990. Systèmes de culture, systèmes d'élevage et pollutions azotées. In : *Nitrates, agriculture, eau* (Calvet, ed), Inra-Éditions, Versailles, 289-308.
- Stenger-Letheux A. 1994. Évaluation contingente des actifs environnementaux. Application à la valeur de préservation de la qualité des eaux souterraines. Thèse de doctorat en sciences économiques, université Louis-Pasteur-Strasbourg-I, 312 p. + annexes
- Piot I., Boussemart J.P., Dervaux B., Vermersch D. 1995. Efficacité technique et gains potentiels de productivité des exploitations céréalières françaises. *Économie et Prévision* 117-118, 117-127
- Vachier P., Dever L. 1990. Qualité des eaux de recharge de la nappe et pratiques agricoles en pays de craie. Cas de la Champagne. In : *Nitrates, agriculture, eau* (Calvet, ed.), Inra-Éditions, Versailles, 251-256
- Vermersch D. 1996. Externalités et Politique agricole commune : une approche coasienne. *Cahiers d'économie et sociologie rurales* 38, 80-103
- Weber J. 1996. *Value of Nature, Nature of Values: Negotiation, Decision, (E)valuation and the Biodiversity*. European Society for Ecological Economics, Inaugural Conference 'Ecology, Society, Economy', université de Versailles-Saint-Quentin-en-Yvelines, 23-25 mai, plenary session papers
- Willinger M. 1996. La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction des valeurs de préservation. *Natures-Sciences-Sociétés* 4, 1, 6-22