

INTERET DE L'ANALYSE COUT-EFFICACITE POUR FONDER UNE POLITIQUE PUBLIQUE DE REDUCTION DES POLLUTIONS DIFFUSES¹

F. Bel, A. Lacroix et A. Mollard*
Février 1999

Résumé

Pour fonder les décisions dans le domaine environnemental, les politiques publiques se réfèrent à deux orientations possibles selon qu'elles privilégient la demande des consommateurs pour préserver la qualité de l'environnement (analyse coûts-avantages ou coût-bénéfice) ou le coût minimal engendré pour les producteurs par la réduction de la pollution au niveau d'une norme préalablement définie (analyse coût-efficacité).

En matière de pollutions diffuses, on peut être tenté de préférer cette seconde solution car la norme s'impose bien souvent aux agents et précède le marché. Cette communication montre que ce choix n'est pas exempt d'embûches et suppose que l'on soit à même de répondre à trois ensembles de questions :

- dispose-t-on d'un indicateur d'efficacité environnementale? La première partie s'interroge sur la méthodologie qui permet d'appréhender l'impact des activités agricoles sur l'environnement.

- quel est l'objectif environnemental souhaitable ? La deuxième partie définit les moyens techniques et le coût des programmes qui permettent d'atteindre l'objectif environnemental, de façon à vérifier leur faisabilité compte tenu de leur rapport coût-efficacité ;

- quelle population viser pour atteindre l'objectif environnemental au coût social minimal ? La troisième partie montre qu'une régulation définie au niveau des entreprises ne peut à la fois viser les agents les plus pollueurs et minimiser le coût social. Cette opposition est résolue, par contre, dans le cadre d'un système de régulation plus flexible qui prend en compte

Les réponses à ces questions s'appuient sur l'analyse d'un cas concret, la pollution diffuse de l'eau souterraine par les nitrates d'origine agricole. Celui-ci a fait l'objet d'une recherche interdisciplinaire réalisée en collaboration avec des agronomes et des hydrologues pendant quatre années sur la Plaine de Bièvre-Liers (région de La Côte-Saint-André, Isère).

: pollution diffuse, agriculture, ressource en eau, analyse coût-efficacité, politique publique

JEL classification codes : C15, H71, Q16, Q25.

¹ Cet article est le résultat d'une recherche interdisciplinaire menée en collaboration étroite avec des agronomes : B. Mary, S. Recous et N. Beaudoin de l'INRA de Laon ; C. David et Y. Gautronneau de l'ISARA de Lyon et des hydrologues : G. Vachaud, B. Normand et F. Bouraoui du LTHE/CNRS de Grenoble. Une première version de ce texte a fait l'objet d'une communication aux journées "Economie de l'environnement et des ressources naturelles", AFSE, Toulouse, mai 1998. Cette version a bénéficié de la lecture attentive et des remarques critiques de B. Desaignes (professeur, Paris I) et de F. Salanié (INRA/ERNA Toulouse). Que tous soient ici remerciés. Le soutien financier a été accordé par le XI^e contrat de Plan Etat-Région Rhône-Alpes, le Programme Environnement du CNRS (SEAH) et le GIP HydroSystèmes (zone Atelier).

* Equipe INRA/R&A, Université Pierre Mendès-France, BP 47, 38040 Grenoble Cedex 09 (France). Phone 33 (0) 4 76 82 54 39, Fax suffix 54 55, e-mail : mollard ou bel ou lacroix@grenoble.inra.fr

L'économie de l'environnement face au problème des externalités négatives, préconise de réduire l'écart entre coûts privés et coût social en se référant à un optimum de pollution. Celui-ci permet de maximiser le bien-être social en égalisant le coût marginal de réduction de la pollution au coût marginal des dommages ou à l'avantage marginal tiré de cette réduction. Cette approche fonde ce qu'on appelle l'analyse coûts-avantages ou coût-bénéfice. Elle est la plus utilisée pour définir les politiques publiques en matière d'environnement. Cependant, ce type d'analyse présente trois limites :

- la *première limite* tient aux évaluations monétaires qu'elle nécessite lorsque les biens n'ont pas de prix. En effet, il est souvent difficile d'évaluer la fonction de dommages, notamment lorsque ceux-ci relèvent de problèmes de santé et supposent d'évaluer le coût de la morbidité, voire de la vie humaine. Pour l'heure, l'évaluation monétaire des avantages escomptés par les consommateurs d'une amélioration de la qualité de l'environnement reste très controversée ; les résultats de ce type d'évaluation sont source de nombreux biais (Amigues et al., 1996 ; Willinger, 1996) et débouchent souvent sur des résultats divergents ;
- la *seconde limite* tient au fait que l'optimum économique ne garantit pas nécessairement le respect de "l'optimum écologique" (Pearce, 1976). La référence à un optimum - tant s'en faut - la disparition définitive des problèmes environnementaux : à plus ou moins long terme, ceux-ci peuvent resurgir et engendrer à nouveau des effets externes négatifs, du fait, par exemple, de l'existence de seuils cumulatifs ou de la résilience des éco-systèmes. La norme "écologique" ou "sociale" peut alors être préférée à l'optimum économique, par exemple dans une logique de respect du
- la *troisième limite* réside dans le fait que l'effort de réduction de la pollution est réparti entre les différents agents pollueurs en fonction du coût marginal de cette réduction et non en fonction de leur contribution à la pollution. Ceci garantit, certes, un coût social minimum, mais ne garantit pas nécessairement le respect du principe pollueur-payeur.

Lorsque ces limites sont insurmontables, l'économie de l'environnement préconise en général, dans la filiation de Baumol et Oates (1971, 1988), une solution dite de second rang : l'analyse coût-efficacité. Celle-ci consiste à rechercher les solutions techniques les moins coûteuses qui permettent d'atteindre un objectif environnemental défini préalablement par le biais d'une norme écologique ou sociale. Elle peut être combinée à un instrument économique tel qu'une taxe qui a pour objectif d'inciter les agents à atteindre la norme fixée (approche "charges and standards"). En se référant à une mesure physique de la qualité environnementale, l'analyse coût-efficacité évite le problème de l'évaluation monétaire des dommages ou avantages et permet de viser un objectif environnemental défini de manière exogène à l'analyse

Malgré cet intérêt, une telle approche n'est pas pour autant exempte de difficultés. Le principal problème à résoudre dans ce type d'analyse est celui de l'évaluation de l'efficacité, autrement dit de la qualité de la ressource environnementale atteinte ou à atteindre. S'agissant de pollutions diffuses, la difficulté est aussi de définir les niveaux de régulation appropriés pour que la norme soit atteinte au moindre coût social. Mobiliser l'analyse coût-efficacité dans le but de définir une politique publique environnementale, suppose donc que l'on soit à même de répondre à trois ensembles de questions préalables qui seront traitées dans les trois

- dispose-t-on d'un indicateur d'efficacité environnementale qui soit à la fois pertinent et qui ne se traduise pas par des coûts informationnels élevés ? Dans le cas des pollutions diffuses, la mesure de cette efficacité n'est pas évidente, car l'observation des rejets polluants au niveau des agents individuels s'avère par définition impossible. La première partie définit une méthodologie qui permet d'appréhender au niveau collectif l'impact des activités économiques sur l'environnement ;

- quel est l'objectif environnemental souhaitable ? L'objectif environnemental à atteindre est guidé par les normes sociales en vigueur, mais il est aussi fonction des techniques disponibles. La deuxième partie définit les moyens techniques et le coût des programmes qui permettent d'atteindre l'objectif environnemental fixé, de façon à vérifier leur *pour le meilleur rapport coût-efficacité* ;
- quelle population viser pour atteindre l'objectif environnemental au coût social minimal ? La troisième partie montre qu'une régulation définie au niveau des entreprises ne peut à la fois viser les agents les plus pollueurs et minimiser le coût social. Cette opposition est résolue, par contre, dans le cadre d'un système de régulation plus flexible qui prend en compte l'hétérogénéité des systèmes techniques.

Les réponses que nous apportons à ces questions s'appuient sur l'étude d'un cas concret : la pollution diffuse de l'eau par les nitrates d'origine agricole. Une recherche interdisciplinaire a été réalisée pendant quatre années, en collaboration très étroite avec des agronomes et des hydrologues (Bel et al, 1995 ; Mollard, 1997 ; Mollard, Vachaud, 1998). Le site étudié est la Plaine de Bièvre-Liers (région de La Côte-Saint-André, Isère) qui s'étend sur environ 300 km² au Nord-Ouest de Grenoble et qui constitue le bassin versant d'une nappe souterraine alimentant près de 40 000 habitants en eau potable. L'agriculture y est l'activité économique dominante et représente le noyau dur de la production intensive et commerciale du département. Grâce aux apports conjoints des hydrologues et des agronomes, il est possible de connaître assez précisément l'impact environnemental et économique de différents programmes préventifs de réduction des pollutions diffuses par les nitrates, aussi bien au niveau de l'ensemble du bassin d'alimentation que pour chaque producteur individuel.

1. Quel indicateur d'efficacité environnementale ?

Puisqu'en matière de pollutions diffuses, l'origine et les conditions de transfert des rejets polluants vers la ressource considérée sont très difficiles à appréhender, il est indispensable de disposer d'un indicateur simple mais fiable du niveau de pollution de la ressource. Dans le cas observé ici, cet indicateur doit permettre d'évaluer la qualité de l'eau souterraine du site étudié dans l'état actuel des pratiques culturales des agriculteurs.

1.1. Pollution ambiante et émissions polluantes

La mise au point d'un tel indicateur repose sur une distinction préalable et soignée entre deux niveaux d'observation de la pollution (Kneese, 1973 ; Braden and Segerson, 1993) :

- d'une part un niveau de **pollution ambiante** (e), observé dans le stock de la ressource considérée et qui doit satisfaire la norme définie socialement (e^*). Dans le cas de l'eau, pollution ambiante et norme se mesurent par la concentration d'un polluant donné, par exemple des milligrammes de nitrates par litre d'eau (mg NO₃/litre). Si l'observation d'une valeur excessive de e déclenche une politique correctrice, la réduction de e , en revanche, n'est pas toujours immédiatement observable car cela nécessite de prendre en compte les délais de transfert ;

- d'autre part un niveau d'**émission polluante** (x) représentant le flux initial de pollution avant transfert, supposé être à l'origine de la pollution ambiante (e), et sur lequel va porter l'effort de réduction de la pollution. Dans le cas de la pollution azotée, l'indicateur retenu est calculé à partir des reliquats d'azote sous le système racinaire.

La relation entre pollution ambiante et émission polluante est définie par une fonction de transfert :

$$e = f[x(e), t] \text{ où :}$$

- e est la concentration de polluants mesurée sur le stock de ressource,
- x le flux d'émissions polluantes qui peut être observé ou estimé,

: l'excès d'azote apporté sous forme d'engrais m
organiques, mais plus largement des conditions et de la structure de la production, c'est à dire
de l'existence de ce que les agronomes appellent des "systèmes polluants". Les principales
interactions qui structurent ces systèmes polluants : type de cultures, successions culturales,
pratiques de fertilisation, dont notamment l'importance et la gestion des effluents d'élevage
ont été prises en compte dans l'indicateur d'émissions polluantes agricoles que nous avons

polluantes (en kg de N/ha)	Nombre d'exploit.	SAU moy./expl.	% expl. avec élevage	UGB/expl. avec élev.	% maïs dans SAU
< 17	13	26,7	31	34,5	3,5
17-34	65	24,5	48	25,4	10,1
34-50	145	29,1	47	21,4	12,9
50-70	424	34,8	36	28,9	18,7
70-90	140	28,7	27	33,9	42,5
90-120	20	9,6	20	54,5	75,6
Moyenne et σ 54 \pm16,04	Total = 807	31,1	37	27,8	20,5

Sources : base de données 95 INRA/R&A, INRA-Laon, ISARA

Au total, les fuites d'azote imputables à l'ensemble de l'activité agricole (x_a) de la Plaine de Bièvre-Liers peuvent être estimées à 1 610 tonnes d'azote par an, soit 84% de l'ensemble des émissions polluantes du bassin d'alimentation ($x_a+x_f+x_i+x_d = 1\ 913$ tonnes d'azote par an). Ces émissions, évaluées en quantités d'azote annuelles, peuvent être exprimées en concentration de NO_3 par litre d'eau drainée sous le système racinaire. Pour ce faire, il faut tenir compte du coefficient de conversion de l'azote en nitrates (4,43) et du volume de la recharge de la nappe, lui-même fonction de l'importance de la lame drainante (l) et de la surface du bassin d'alimentation (S)³ : $4.43x^{Max} / l * S$

² Pour les modalités de calcul, se reporter à l'annexe 1.

³ Pour la Plaine de Bièvre-Liers, l est estimé à 300 mm (lame drainante observée en moyenne pendant les 30 dernières années), S est égal à 44 230 hectares.

Ainsi calculé pour le site étudié, le risque maximum de pollution encouru à l'horizon de transfert est de **64 mg de nitrates par litre d'eau** (1 914 tonnes d'azote pour 132,7 millions de m³ d'eau). Cette évaluation de la concentration potentielle de la nappe en NO₃ est assez élevée puisqu'elle dépasse nettement la norme de potabilité de 50 mg/l et qu'elle représente le double des concentrations en nitrates constatées actuellement dans la partie inférieure de la nappe de la Plaine de Bièvre-Liers, où est prélevée l'eau potable.

En effet, selon les données DDASS⁴ concernant 22 captages d'eau potable, la concentration en nitrates s'élevait en moyenne à 32,5mg/l en 1996. Autrement dit, la pollution ambiante (*e*) n'a pas atteint aujourd'hui un niveau alarmant, même si elle s'avère très variable dans l'espace (15 à 48 mg/l) et bien que certains captages approchent (et parfois dépassent) la norme de potabilité. Par contre, au terme du délai de transfert, le risque de pollution se révèle important.

Il convient donc d'agir tout de suite pour améliorer la qualité de l'eau dans le futur. On recherche par conséquent les techniques appropriées qui permettent de réduire rapidement les émissions polluantes agricoles de telle sorte que x^{Max} redevienne inférieur à 50mg et qu'il soit certain que *e* restera inférieur à la norme à l'horizon de transfert.

2. Quel objectif environnemental viser ?

Quelles sont alors les solutions techniques disponibles pour réduire la pollution diffuse, leur coût et leur efficacité environnementale potentielle ? L'analyse de leur rapport coût-efficacité permet de définir l'objectif environnemental souhaitable, ici, le niveau de qualité de l'eau souterraine.

2.1. Solutions techniques pour réduire les pollutions diffuses d'origine agricole

Les recherches des agronomes débouchent sur un grand nombre de solutions possibles pour réduire les risques de pollution azotée. La majeure partie de leurs recommandations concerne directement la gestion de l'azote et de l'interculture (Lacroix, 1995).

Mieux gérer l'azote est une proposition apparemment banale qui consiste à tenir compte de toutes les sources d'azote (apportées ou non) pour ajuster la fertilisation en fonction d'un rendement-objectif raisonnable. Mais, cette proposition se révèle complexe à appliquer et d'une efficacité limitée, compte tenu de l'accroissement cumulatif de la minéralisation des sols consécutif à l'intensification des agro-systèmes (Addiscott et al., 1991 ; Mary, 1992). La gestion de l'interculture est donc un complément nécessaire, notamment grâce à l'implantation de cultures intermédiaires pièges à nitrates avant les cultures de printemps.

Des solutions plus radicales fondées sur une révision des itinéraires techniques dans le sens d'une extensification et d'un aménagement adapté de l'espace commencent à voir le jour. Cela consiste à modifier les itinéraires techniques et culturaux, par exemple en diversifiant les productions, en réaménageant les espaces à risques : protection des périmètres de captages, mise en jachère de parcelles présentant un intérêt environnemental, voire gestion coordonnée de quotas de cultures polluantes.

Au total, deux voies sont donc proposées pour réduire les pollutions agricoles : la première consiste à mieux gérer l'azote et l'interculture ; elle est applicable immédiatement et peut être proposée sous forme de programmes opérationnels aux agriculteurs ; la seconde s'inscrit dans une perspective de plus long terme et nécessite des délais et des coûts de développement pour se mettre en place. Parmi ces différents scénarios techniques⁵, seuls les plus simples à mettre

⁴ Direction Départementale de l'Action Sanitaire et Sociale de l'Isère

⁵ Le terme de "scénario" renvoie à une démarche expérimentale de recherche ciblée sur un objectif technico-économique et testée sur des exploitations, tandis que celui de "programme" s'inscrit dans la perspective d'une politique publique applicable à l'ensemble du bassin d'alimentation.

en œuvre ont été expérimentés en 1995 et 1996 sur des exploitations volontaires du site de La Côte-Saint-André. Leur faisabilité technique et économique a été testée sur une vingtaine d'exploitations, conduisant à définir trois programmes préventifs⁵ comme base possible d'une politique publique de la qualité de l'eau souterraine :

- le programme **FARM** (Fertilisation Ajustée sur le Rendement Moyen) consiste à la fois à limiter les objectifs de rendement au niveau de la moyenne des 5 dernières années et à optimiser la fertilisation azotée, y compris la gestion des effluents d'élevage, par rapport à cet objectif. C'est le scénario de base minimal qui doit être appliqué à toute entreprise pour réduire les pratiques de surfertilisation dans la mesure où son coût économique s'avère ;
- le programme **FARM + CIPAN** cumule le précédent avec la mise en place systématique de "cultures intermédiaires pièges à nitrates" avant les cultures de printemps et une meilleure gestion des résidus de récolte (broyage/enfouissement des cannes de maïs). Il consiste donc à réduire les fuites d'azote pendant l'interculture. Il induit des contraintes techniques et de travail qui pèsent plus fortement sur les coûts des entreprises ;
- le programme **DISC** est ciblé sur la "diversification des systèmes de cultures". Il est plus complexe à mettre en œuvre que les deux précédents, et donc plus difficile à expérimenter. En effet il nécessite une modification importante des structures de production avec une réduction des cultures de printemps, notamment de la culture du maïs et, éventuellement, l'introduction de prairies. C'est un scénario certainement coûteux mais qui pourrait garantir une réduction durable de la pollution azotée. Son impact technique et économique est encore insuffisamment évalué.

22. Analyse coût-efficacité des programmes envisagés

Sous l'hypothèse d'émissions non agricoles constantes, nous avons simulé, pour l'ensemble du bassin d'alimentation étudié, l'impact environnemental et le coût des deux programmes les mieux référencés (FARM et FARM+CIPAN)⁶. Il s'agit bien d'une **simulation** : les entreprises sont supposées capables d'adopter sans difficulté les solutions techniques envisagées et leur efficacité maximale est censée être obtenue sans délai, ce qui, dans la réalité, nécessiterait la mise en œuvre d'un système d'incitations.

Quels coûts sont pris en compte dans le calcul ? Ce sont seulement les coûts directs supportés par les entreprises lorsqu'elles mettent en œuvre l'un ou l'autre des programmes. Pour le programme FARM, il s'agit principalement de pertes de recettes liées à une baisse des rendements, déduction faite des économies réalisées sur les engrais. Pour le programme FARM+CIPAN, s'ajoutent aux coûts précédents les coûts d'implantation et d'enfouissement des cultures intermédiaires (semences, matériel et travail). Du fait que le travail supplémentaire doit être mobilisé en période de pointe, on ne peut pas admettre l'hypothèse de coût marginal du travail familial nul ; le travail nécessaire a donc été valorisé au coût de l'heure salariée. Ce poste est l'élément explicatif majeur de la différence de coûts entre les

Il faut cependant noter que ces coûts ne grèvent que modestement la marge brute dégagée par les exploitations (maximum 10%) et, surtout, que la hiérarchie de rentabilité entre les différentes productions n'est pas affectée. Autrement dit, la mise en œuvre de l'un ou l'autre programme n'incite pas les agriculteurs à modifier leurs choix de culture et la structure de la production agricole du site peut être considérée comme constante.

⁶ Le scénario DISC n'a pas été pris en compte dans la simulation, car il n'a pas encore réuni suffisamment de références expérimentales, tandis que les programmes FARM et FARM + CIPAN ont bénéficié de mesures expérimentales pendant deux campagnes agricoles sur 4 exploitations.

Par contre, à ce stade de la recherche, les coûts de l'agent régulateur (coûts administratifs, ne sont pas pris en compte, alors qu'ils peuvent être déterminants dans le choix de l'un ou l'autre des programmes (Russell and Shogren, 1993). On sait cependant deux choses à leur sujet :

- l'information nécessaire pour évaluer les émissions polluantes des exploitations et le coût des programmes est déjà en grande partie disponible⁷ ; sa mobilisation n'entraînerait donc qu'un coût marginal faible ;
- le contrôle du programme FARM implique des mesures de reliquat d'azote dans le sol après récolte, mais, un contrôle systématique serait très difficile à réaliser, sauf à des coûts élevés. Par contre, l'implantation des cultures intermédiaires est facile à constater et entraîne des coûts de contrôle assez faibles dans le cas de FARM + CIPAN.

En ce qui concerne les coûts directs, on obtient les résultats suivants, (tableau 2) :

Tableau 2. Analyse coût-efficacité comparée de deux programmes préventifs

	FARM	FARM + CIPAN
Niveaux d'efficacité obtenus		
Emissions agricoles (x_a)	34,2 kg N/ha	17,3 kg N/ha
Réduction émissions agricoles totales	- 495 tonnes N	- 920 tonnes N
<i>Soit en %</i>	- 37 %	- 68 %
Concentration attendue (x^{Max})	≈ 44 mg/l	≈ 27 mg/l
Coût total des programmes		
Par exploit. Concernée	4 300 FF	10 290 FF
Par hectare concerné	146 FF	347 FF
Total Plaine Bièvre	3 490 KFF	8 304 KFF
Par habitant	87 FF	208 FF
Coût moyen d'abattement (en FF par kg d'azote abattu)	7,04	9,03

Source : base de données 95 INRA/R&A

Si l'on s'en tient à une analyse coût-efficacité classique, il ne fait pas de doute que le programme FARM est le plus efficace et doit être adopté. En effet, il permet *a priori* de respecter à terme la norme de potabilité de 50 mg/l pour un coût d'abattement nettement plus faible que le programme FARM + CIPAN. Mais, ce résultat introduit aussi une réflexion sur la pertinence de l'objectif environnemental qu'il permet d'atteindre.

⁷ Les émissions polluantes peuvent être évaluées, pour l'essentiel, à partir des données annuelles recueillies par les DDA pour l'application de la PAC ; ces données sont disponibles pour la grande majorité des exploitations françaises et sont dorénavant déjà centrées sur les aspects économiques peuvent être évalués par le canal des données comptables d'entreprises.

23. L'objectif environnemental

Quelles sont les marges de manœuvre que peut se donner l'agent régulateur à partir de ces ?

i) Le programme FARM comporte deux limites majeures :

- il n'atteint la norme qu'en moyenne et ne garantit pas que la totalité des captages respectent cette norme. En effet, la variabilité constatée actuellement selon les captages (de 15 à 48 mg/l) ou selon les communes est telle que la concentration moyenne de l'ensemble du bassin d'alimentation (x^{Max}) devrait plutôt voisiner 35 que 44 mg/l pour que soit éliminé tout risque de dépassement de la norme dans les captages les plus pollués ;
- mais en outre, l'adoption de ce programme serait paradoxale puisque, tout en réduisant x^{Max} de 37 %, il aboutirait néanmoins à une dégradation importante de la qualité future de l'eau potable (44 mg/l) par rapport à celle qui est constatée dans les captages aujourd'hui (32,5 mg/l). Autrement dit, une dépense annuelle de 3490 KF sur la Plaine de Bièvre-Liers se solderait à terme par une dégradation de la qualité de l'eau de près de 40 % ...

ii) Les coûts du programme FARM+CIPAN sont faiblement convexes (cf. graphique 1) ; autrement dit, avec ce programme, la fonction de réduction de la pollution ne connaît pas de véritables rendements décroissants. Il peut donc être envisagé d'utiliser toutes les capacités de FARM+CIPAN et de le mettre en œuvre sur l'ensemble des exploitations du site. Toutefois, *a priori* trop ambitieux, car il se traduirait par un coût global plus de deux fois plus élevé que FARM. Certes, ce peut être le prix de l'aversion pour le risque, car la concentration attendue de 27 mg/l garantit avec certitude d'atteindre la norme de potabilité dans tous les captages et permet même d'améliorer la qualité actuelle de l'eau potable. Mais, un objectif aussi ambitieux ne paraît pas indispensable.

iii) Entre ces deux alternatives : FARM moins coûteux, mais insuffisant du point de vue environnemental ; FARM + CIPAN très efficace, mais au prix d'un coût élevé, on tente de rechercher des solutions intermédiaires à travers une application progressive ou partielle du programme FARM + CIPAN. Dans cette perspective, il existe au moins un objectif pertinent, celui de la **préservation de la qualité actuelle de l'eau potable**. Cet objectif permet de contenir la progression de la concentration en nitrates dans les captages et de la maintenir à son niveau actuel (soit 32,5 mg/l) ; il garantit en outre que la norme de 50 mg/l ne puisse jamais être dépassée dans l'un ou l'autre des captages.

Si un tel objectif est retenu, il reste à choisir un critère de sélection pertinent et incontestable entre les agents pollueurs pour définir la population-cible à laquelle appliquer le programme. Une nouvelle question se pose alors : faut-il viser les agents les plus pollueurs au nom du principe pollueur-payeur ou bien chercher à minimiser le coût total de réduction de la pollution en visant les agents les plus performants, dont les coûts d'abattement de la pollution sont les plus bas ?

3. Quelle population-cible et quels critères de sélection ?

Cette question souligne un des points cruciaux que l'agent régulateur doit traiter lorsqu'il : doit-il se référer à l'équité ou à l'efficacité économique ? L'opposition entre équité et efficacité est classique en économie (Sen, 1987), notamment en économie de l'environnement (Henry, 1990). Ce débat se pose tant pour le calcul de l'assiette d'une taxe "verte" que pour l'attribution de permis d'émission négociables, par exemple dans le cas du changement climatique (Blanchard et al., 1998) :

- soit on adopte des critères physiques de niveau d'émissions polluantes en appliquant en priorité les programmes aux entreprises à risques. Ceci revient à pénaliser le dépassement de la norme soutenable et, au-delà, à préparer un système de taxation sur le niveau de pollution.

Un tel choix - cohérent avec le principe pollueur-payeur- a l'avantage de correspondre à une certaine évidence et à un critère éthique ;

- soit on se réfère à des critères d'efficacité économique, en privilégiant les entreprises qui ont les coûts unitaires de réduction de la pollution les plus faibles. Cette option "réaliste", en faveur du coût social minimum, peut apparaître plus cynique puisqu'elle peut conduire à exclure du programme les entreprises les plus polluantes, dont les coûts d'abattement seraient trop élevés. Mais, en minimisant le coût social, elle peut répondre aussi à un premier niveau

Les informations disponibles pour la Plaine de Bièvre-Liers nous ont permis de tester l'effet respectif de ces deux critères sur cette zone. Le programme FARM+CIPAN a donc été simulé selon l'un ou l'autre de ces deux critères jusqu'à ce qu'il atteigne l'objectif de préservation de la qualité actuelle de l'eau. Dans la mise en œuvre de ces deux critères, nous avons privilégié tout d'abord le niveau de l'entreprise puisqu'elle est le lieu où se forme le revenu et où se conditionne l'importance des émissions polluantes. Ces deux niveaux s'avèrent fort différents quant à leur capacité à concilier équité et efficacité économique.

31. Les critères d'arbitrage inter-entreprises

Au niveau des entreprises, deux modalités successives de mise en œuvre du programme :

- selon un ordre décroissant d'émissions polluantes, en commençant par les entreprises qui présentent l'indicateur le plus élevé exprimé en kg d'azote résiduels ;
- selon un ordre croissant des coûts unitaires d'abattement de la pollution, en donnant la priorité aux entreprises qui ont les coûts les plus faibles.

Tableau 3. Comparaison de deux modalités de mise en œuvre du programme FARM+CIPAN (objectif = 32,5 mg NO₃/l)

	Selon critère pollution	Selon critère efficacité
Coût total Plaine Bièvre-Liers	7 116 KFF	6 726 KFF
Coût par hectare concerné	376 FF	336 FF
Coût moyen par exploitation concernée	12 020 FF	10 727 FF
Coût moyen d'abattement en FF /kg de N abattu	8,92	8,44
Nombre d'exploitations régulées	592	627
<i>en % de l'ensemble des exploitations</i>	73%	78%
Nombre d'exploitations polluantes ⁸	404	349
<i>En % de l'ensemble des exploit. polluantes</i>	100%	86%
Nombre d'exploitations performantes ⁹	321	404
<i>En % de l'ensemble des exploit. performantes</i>	79%	100%

Source : base de données 95 INRA/R&A

⁸ Les exploitations dites polluantes sont celles dont les émissions excèdent la valeur médiane de l'échantillon, soit 55 kg d'azote par hectare.

⁹ Les exploitations dites performantes sont celles dont les coûts d'abattement demeurent inférieurs à la valeur médiane de l'échantillon, soit

Au niveau global, les coûts respectifs de ces deux modalités d'application du programme FARM + CIPAN aux entreprises sont peu différents (l'écart est de l'ordre de 5 que le ratio coût-efficacité est peu divergent. Cet écart limité s'explique par le fait que dans l'un et l'autre cas, environ les $\frac{3}{4}$ des entreprises (73 % et 78 %) sont concernées et que l'on se situe donc dans la zone où les différences s'estompent entre les deux critères de sélection (cf. graphique 2).

Au niveau micro-économique, par contre, les différences de coût sont plus accentuées, que ce soit par hectare ou par entreprise. Les entreprises polluantes, pour l'essentiel, sont touchées par les deux critères. Ce n'est pas tout à fait le cas pour les entreprises qui ont les coûts d'abattement les plus faibles, dont près du quart est exclu par le critère du niveau de pollution.

Au total, il y a un léger avantage pour le programme FARM + CIPAN appliqué selon le critère d'efficacité économique par rapport au critère physique du niveau de pollution. Mais cet avantage est trop limité pour motiver un choix clair de politique publique en sa faveur. D'autres éléments, en effet, pourraient très bien inverser l'avantage, par exemple les coûts d'information et de contrôle, la faisabilité technique ou l'acceptabilité sociale des solutions respectives.

La difficulté de cet arbitrage tient au fait, qu'au niveau des entreprises, les critères d'équité et d'efficacité ne se superposent pas, c'est à dire que les exploitations les plus polluantes ne sont pas les plus performantes pour réduire leur pollution. Il n'existe pas de liaison linéaire ($R^2 = 8\%$; $\eta^2 = 20\%$), entre niveaux de pollution et coûts d'abattement. Une liaison n'est mise en évidence que dans les classes extrêmes, pour 20% seulement des exploitations ; sur celles-ci, les coûts d'abattement sont plus faibles dans les exploitations les plus polluantes (cf. annexe 2).

La pollution émise par chaque exploitation est, par définition, largement déterminée par la structure de la production (proportion des différentes cultures dans la SAU, $R^2 = 0,87$). Au niveau des coûts d'abattement des exploitations, on constate également une liaison avec la structure de la production, bien que moins élevée ($R^2 = 0,59$).

Au total, la pollution émise et le coût de réduction de cette pollution, appréhendés au niveau des entreprises, sont liés l'un et l'autre à la structure des systèmes de cultures et aux modalités de combinaison entre différentes productions. Ceci ouvre la voie à une nouvelle piste : tester si la superposition du critère efficacité et du critère équité, qui s'avère impossible au niveau des entreprises, peut être envisagée au niveau des systèmes de cultures.

Dans les simulations que nous venons de présenter, le programme de réduction des pollutions s'applique à la totalité de la surface de chaque exploitation, dès lors que celle-ci répond au : niveau de pollution ou d'efficacité économique. Il y a donc un risque d'inefficacité du programme si l'entreprise considérée englobe des parcelles peu polluantes ou des surfaces pour lesquelles les coûts d'abattement sont élevés. La recherche met en évidence cette inefficacité et montre que l'on peut la réduire très sensiblement en prenant mieux en compte l'hétérogénéité des systèmes de cultures au sein des exploitations.

On a simplifié l'appréhension des systèmes de culture, compte tenu des informations disponibles pour l'étude empirique, en les limitant à un ensemble caractérisé par une succession culturale (précédent-suivant), la présence ou non de l'irrigation et les pratiques de fertilisation, y compris l'importance des effluents d'élevage épandus. Les résultats présentés ci-après font apparaître que les coûts de réduction des émissions polluantes, pour chaque système de culture, sont inversement proportionnels aux quantités de polluants émises (Mollard, Vachaud, 1998).

Avec le programme FARM+CIPAN le coût d'abattement unitaire varie fortement selon le type de culture sur lequel il est appliqué : faible pour le maïs (des économies sont même

observées en maïs irrigué), élevé pour les céréales d'hiver (blé, orge). Cela provient de niveaux de surfertilisation beaucoup plus importants en culture de maïs qu'en céréales ; on le vérifie tout particulièrement sur les exploitations d'élevage où le maïs apparaît bien souvent comme une "culture poubelle", puisqu'il ne risque pas de baisse de rendement en cas d'excédent d'azote. Cela s'explique aussi par l'efficacité des cultures intermédiaires pièges à nitrates pour les systèmes de cultures les plus polluants (pois, maïs irrigué).

La corrélation entre émissions polluantes et coût d'abattement au niveau des systèmes de $r^2 = 0,79$; cf. graphique 3), alors que cette liaison n'existait pas au niveau des exploitations. La mise en œuvre du programme FARM+CIPAN sur la base des systèmes de cultures permettrait donc d'atteindre l'objectif environnemental au moindre coût en visant d'abord les cultures les plus polluantes et de concilier équité et efficacité.

Le tableau ci-dessous compare les résultats d'une simulation de deux modalités de mise en œuvre du programme FARM + CIPAN pour un objectif de préservation de la qualité de :

- l'une applique le programme sur toute la superficie de chaque exploitation, en donnant la priorité aux exploitations dont les coûts d'abattement sont les plus faibles ;
- l'autre, ne l'applique qu'à une partie de chaque exploitation, en commençant par les systèmes de cultures les plus polluants, qui sont aussi ceux pour lesquels les coûts de réduction de la pollution sont les plus faibles.

Tableau 4. Analyse coût-efficacité de deux modalités de mise en œuvre du programme FARM+CIPAN

	Exploitations	Systèmes de culture
Réduction émissions agricoles <i>soit en %</i>	-797 tonnes de N -59 %	-822 tonnes de N -61 %
Concentration attendue (x^{Max})	32 mg/l	31 mg/l
Coût total du programme	6 726 KFF	6 575KFF
Coût moyen d'abattement (en Francs par kg N abattu)	8,44	7,99

Source : base de données 95 INRA/R&A

Cette comparaison est favorable à une mise en œuvre du programme FARM+CIPAN modulée selon les systèmes de culture (graphique 2). Cette modalité tire, en effet, avantage des écarts importants dans les coûts d'abattement. L'hétérogénéité des coûts intra-entreprises s'avère plus forte que l'hétérogénéité inter-entreprises : le coefficient de variation des coûts d'abattement de la pollution entre les systèmes de cultures est de 68% entre entreprises, il n'est que de 27%.

Conclusion

Notre recherche montre donc l'efficacité potentielle d'une politique publique de réduction des pollutions diffuses et les conditions d'une minimisation de son coût social. Elle souligne cependant la complexité de cette approche dans une perspective de généralisation.

Une telle politique suppose de mobiliser des apports informationnels existants pour évaluer l'impact des programmes envisagés sur la qualité de la ressource. Ce problème peut être simplifié en raisonnant en termes de risques de pollution encourus à l'horizon de transfert dans

REFERENCES

- Addiscott T.M., Whitmore A.P., Powlson D.S., 1991. *Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem*, CAB International, Leaper and Gard Ltd, Bristol, 170 p.
- Amigues J.P., Desaignes B., Vuong Q.H., 1996. L'évaluation contingente: controverses et perspectives, *Cahiers d'économie et sociologie rurales*, 2e et 3e trimestres (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*, Cambridge University Press, 2ème édition, 297 p.
- Bel F., Lacroix A., Le Roch C., Mollard A., 1995. *Agriculture, environnement et pollution de l'eau : une perspective économique*, INRA/R & A, ESR-Grenoble, juillet, 211 p.
- Bel F., Lacroix A., Mollard A., Regairaz E., 1999. Réduire la pollution azotée : les choix préalables d'une politique publique, *Le Courrier de l'environnement de* (36), février, 20 p. + annexes.

¹⁰ A noter que ces cultures s'avèrent les plus polluantes dans la Plaine de Bièvre-Liers, mais aussi dans le département de l'Yonne (Grozellier, 1998).

- Blanchard O., Criqui P., Trommetter M., Viguier L., 1998. *Différenciation, efficacité et équité internationale dans la lutte contre le changement climatique global*, Journées AFSE, "Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles", Toulouse, 11-12 mai, 18 p.
- Braden J.B., Segerson K., 1993. Information Problems in the Design of Nonpoint-Source Pollution Policy, in Russell C.S., Shogren J.F., (eds) *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, Kluwer Academic Publishers, pp. 1-36.
- Grozellier A., 1998, Etude cartographique des relations agriculture et teneurs en nitrates dans les captages d'alimentation en eau potable du département de l'Yonne, *Revue d'Hydrologie*, 36 : 3-44.
- Henry C., 1990. Efficacité économique et impératifs éthiques : l'environnement en copropriété, *Revue économique*, vol. 41, (2), mars, pp. 195-214.
- Kneese A.V., 1973. Costs of Water, Quality Improvement, Transfer Functions and Public Policy, in Peskin H.M. and Seskin E.P. (ed), *Cost-Benefit Analysis and Water Pollution Policy*, The Urban Institute, Washington, D.C. pp. 175 - 205.
- Lacroix A., 1995. Des solutions agronomiques à la pollution azotée, *Cahiers Agricultures*, 4 : 333-42.
- Mary B., 1992, Gérer l'interculture pour maîtriser la pollution nitrique, *Interculture et Nitrates*, CORPEN-COMIFER, 2^e janvier 1992, 16 p.
- McSweeney W.T. and Shortle J.S., 1990. Probabilistic Cost Effectiveness in Agricultural Nonpoint Pollution Control, *Southern Journal of Agricultural Economics*, July, 95-104.
- Mollard A., 1997. Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? une approche de la soutenabilité de la ressource en eau, *Natures-Sciences-Sociétés*, vol. 5, (3), septembre, 5-21.
- Mollard A., Le Roch C., Lacroix A., Grappey C., Bel F., 1998. The choice of economic instruments applied to nonpoint water pollution : an economic approach based on the contribution of natural sciences, in O'Connor M., Ganslasser U. (eds), *Ecology and society : life sciences dimensions*, Filander Press, Francfort, 17 p.
- Mollard A., Vachaud G., (ed.) 1998. *Agriculture durable, protection du sol et des ressources en eaux souterraines : une approche interdisciplinaire*, Rapport final, Programme Environnement du XI^e Contrat de Plan Etat-Région Rhône-Alpes, LTHE/CNRS-INRA/R&A, janvier, 102 p. + annexes.
- Moxey A., and White B., 1994. Efficient Compliance with Agricultural Nitrate Pollution Standards, *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1) : 27-37.
- Pan J.P. and Hodge I., 1994. Land use Permits as an Alternative to Fertiliser and Leaching Taxes for the Control of Nitrate Pollution, *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1) : 102-112.
- Pearce D.W., 1976, The Limits of Cost Benefit Analysis as a Guide to Environmental Policy, *Kyklos*, 29 : 97-112.
- Russell C.S., Shogren J.F. (eds), 1993. *Theory, Modeling and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution*, Kluwer Academic Publishers, Boston /Dordrecht /London, 345 p.

- Segerson K., 1988. Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control, *Journal of Environmental Economics and Management*, 15 : 87-98.
- Sen A., 1987. *On Ethics and Economics*, Basil Blackwell, Oxford & Cambridge, 131 p.
- Shortle J.S., Dunn J.W., 1986, The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies, *American Journal of Agricultural Economics*, 68 : 668-677.
- Vatn A., Bakken L.R., Lundeby H., Romstad E., Rorstad P.K., Vold A., Botterweg P., 1997. Regulating Nonpoint-Source Pollution from Agriculture : an Integrated Modelling Analysis, *European Review of Agricultural Economics*, 27 : 207-229.
- Willinger M., 1996. La méthode d'évaluation contingente : de l'observation à la construction , 2e et 3e trimestres, 4 (1): 6-22.

ANNEXE 1

MODALITES DE CALCUL DE L'INDICATEUR DES EMISSIONS POLLUANTES D'ORIGINE AGRICOLE

x_a , calculé pour l'ensemble du bassin d'alimentation, résulte de l'agrégation, à ce niveau, des quantités d'azote potentiellement lessivables sous chaque système de culture dans les conditions pédo-climatiques les plus risquées :

$$x_a = \Sigma (Nrot_{ij} \times S_{ij}), \text{ où :}$$

$Nrot_{ij}$ est la quantité d'azote potentiellement lessivable sous la rotation culturale ij

S_{ij} est la surface consacrée à la rotation culturale ij

La quantité d'azote potentiellement lessivable sous la rotation culturale ij est calculée de la façon suivante :

$$Nrot_{ij} = Nf_{ij} + f(SF_i), \text{ où :}$$

Nf_{ij} = excédent d'azote minéral en début de drainage pour la rotation culturale ij , excédent estimé par les agronomes (INRA-Laon, ISARA)

$f(SF_i)$ = excédent d'azote minéral dû à la surfertilisation pour la culture i . Cet excédent résulte d'une fonction croissante des niveaux de surfertilisation (SF_i)

Les niveaux de surfertilisation ont été estimés en confrontant les préconisations des organismes de développement et les pratiques des agriculteurs, telles qu'elles ressortent d'une enquête auprès d'une vingtaine d'exploitations.

$$SF_i = B_i - (M_i + O_i + F_{S_i} + I_i), \text{ où :}$$

B_i = besoins en azote de la culture i , c'est-à-dire le nombre d'unités d'azote par quintal (selon les préconisations Pil'Azote) multiplié par le rendement moyen de la culture i

M_i = apports minéraux sur la culture i (selon enquête), en considérant que la totalité de l'azote contenu dans les engrais est utilisable

O_i = apports organiques sur la culture i (selon enquête et estimation de la pression organique de chaque exploitation), en considérant que la totalité de l'azote contenu dans les effluents est utilisable

I_i = apports par l'eau d'irrigation, estimés pour le maïs irrigué

F_{S_i} = fournitures du sol pour la culture i (selon les préconisations Pil'Azote pour les graviers superficiels)

Il faut noter que l'indicateur peut être calculé aussi au niveau de chaque exploitation k

$$x_k = \Sigma (Nrot_{ij} \times S_{ij}) / S_k$$

avec S_k , la surface totale de l'exploitation k .

ANNEXE 2

ANALYSE STATISTIQUE DES NIVEAUX DE POLLUTIONS ET DES COUTS D'ABATTEMENT AU NIVEAU DES EXPLOITATIONS

Statistiques comparées des coûts d'abattement selon les niveaux de pollution des exploitations.

COUN = coût par kg d'azote abattu

CLFINM = classe d'émissions polluantes des exploitations (par ha moyen)

GRAPHIQUE 1.
COUTS CUMULES DU PROGRAMME FARM + CIPAN

Source : base de données 95 INRA/R&A

GRAPHIQUE 2.

L'ARBITRAGE ENTRE NIVEAU DE POLLUTION ET COUT D'ABATTEMENT

Analyse coût-efficacité du programme FARM +CIPAN selon différents critères

Source : base de données 95 INRA/R&A

GRAPHIQUE 3

RELATION ENTRE EMISSIONS POLLUANTES ET COUT D'ABATTEMENT POUR FARM + CIPAN SELON LES SYSTEMES DE CULTURES