



HAL
open science

Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales. Impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles

Claire Sérès

► **To cite this version:**

Claire Sérès. Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales. Impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles. Journées européennes des thèses en économie et gestion agricole, agroalimentaire et rurale, 2003, Montpellier, France. hal-00089638

HAL Id: hal-00089638

<https://hal.science/hal-00089638>

Submitted on 21 Aug 2006

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales. Impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles

*Agri-environmental policy cost-effectiveness.
Impact of farms eligibility criterion*

Claire Sérès

"Article basé sur une communication aux Journées européennes des thèses en économie et gestion agricole, agroalimentaire et rurale, organisées à Montpellier, les 11 et 12 juin 2003, par la SFER, en collaboration avec l'AIEA2 et les UMR Moisa, Lameta et Innovation"

Résumé

Il existe aujourd'hui une demande sociale pour l'amélioration du coût-efficacité des politiques agri-environnementales. La démarche développée ici tente d'amener des éléments de réponse en proposant de mesurer *ex-ante* l'impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles sur le coût-efficacité des politiques. Le résultat principal montre que si les pouvoirs publics optent pour des politiques plus performantes d'un point de vue environnemental, ils doivent s'attendre à ce que le coût de la politique soit supérieur à celui proposé par une solution économiquement efficace.

Mots clés : analyse coût-efficacité, critères d'éligibilité, pollutions agricoles, politiques publiques

JEL : Q5 – Economie de l'environnement

Summary

There is a strong need today for the improvement of cost-effectiveness analysis concerning environmental policies. The developed approach aims at estimating *ex-ante* the eligibility criterion farms impact on policies cost-effectiveness. The main result shows that if the government chooses more efficient policies from an environmental point of view, it must be expected that the cost of the policy is higher than this proposed by an economically effective solution.

Key words : cost-effectiveness analysis, eligibility criterion, agricultural pollution, public policies.

JEL : Q5 – Environmental economics

Introduction

La réflexion que nous avons choisie de mener est centrée sur la notion de rentabilité des politiques publiques d'environnement mises en place dans le secteur agricole.

Si cette notion occupe une place importante aujourd'hui dans les débats de société c'est que l'on est à la fois confronté à l'augmentation croissante du coût social lié aux dégradations de l'environnement et à l'augmentation du coût de la protection de l'environnement¹, alors que l'efficacité physique des politiques mises en place reste, elle, difficilement quantifiable. Ce contexte a fait naître une forte demande sociale pour que les interventions publiques soient à la fois plus efficaces économiquement et performantes d'un point de vue environnemental.

Or, si aujourd'hui tout le monde s'accorde pour reconnaître que les politiques agri-environnementales doivent être "les plus performantes possibles" (en terme de réduction des pollutions), tout en étant "les moins coûteuses possibles", il n'existe pas de consensus sur la manière d'optimiser leur coût-efficacité.

Cette absence de consensus tient, d'une part, aux divergences d'intérêt ou d'optique entre les différents groupes sollicités pour la mise en place de telles politiques ; d'autre part, à l'absence de référents méthodologiques validés concernant la nature des coûts à retenir et la mesure de l'efficacité physique des politiques.

De fait, le choix des modalités d'application des politiques agri-environnementales est souvent le fruit de discussions entre le législateur, les scientifiques, les associations de défense de la nature et la profession agricole.

Pour les économistes, les processus de négociations tels qu'ils ont été menés jusqu'à présent, ne permettent pas d'optimiser l'efficacité économique des politiques et contribuent parfois à introduire des distorsions, à l'origine de coûts sociaux supplémentaires.

L'application du principe "*non pollueur, non payeur*"² en est un exemple : alors que celui-ci résulte d'un processus de négociations entre la profession agricole et l'Etat, certains économistes mettent en exergue les limites d'un tel principe : "*l'octroi de subventions conduit à figer une situation, en créant des rentes de situation et en empêchant l'action du progrès technique*" (Bonnieux et Al., 1991).

D'autre part, lorsqu'il s'agit de subventionner la mise aux normes de bâtiments d'exploitation pour en limiter les pollutions, celle-ci peut "*se traduire par une rationalisation des bâtiments et donc des gains de productivité*" (Rainelli, Vermesch, 1997), potentiellement à l'origine d'une augmentation de la production (et de la pollution) finale.

Mais si les études portant sur l'efficacité économique des outils de régulation choisis pour limiter les pollutions sont les thèmes "de premier ordre" en économie de l'environnement, d'autres modalités d'application des politiques également issues de négociations, moins abordées dans la littérature, sont tout aussi centrales quant à leur impact sur le coût-efficacité des politiques.

C'est le cas du choix des critères d'éligibilité de la population cible des politiques.

I- Cadre d'analyse

La réflexion que nous avons choisie de mettre en place repose sur le postulat que le choix des critères d'éligibilité des exploitations agricoles constitue un des paramètres déterminant du coût-efficacité des politiques agri-environnementales.

Cette question, peu abordée jusqu'alors, a pris toute son importance lors de la mise en place de la plus coûteuse des politiques agri-environnementales en 1993, le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole (PMPOA).

¹ Via la mise en place de successives politiques agri-environnementales

² Dans le cadre du principe "*non pollueur, non payeur*", il s'agit d'aider financièrement les agents pollueurs à modifier leurs pratiques ou leurs infrastructures, de telle sorte qu'ils réduisent leurs pollutions en deçà d'un seuil établi. Si l'amélioration des pratiques ou des infrastructures ne permet pas de limiter suffisamment les pollutions, les individus sont taxés au prorata du surcroît de pollutions émis.

Le PMPOA, rappelons-le, proposait dans sa première phase d'application de subventionner la mise aux normes des plus grosses exploitations d'élevage³; le postulat ayant été fait que l'efficacité environnementale de la politique serait maximale si l'on intégrait les exploitations les plus polluantes.

Or cette politique nationale, très inspirée des problématiques de l'agriculture bretonne, a assez rapidement soulevé de vives critiques, de par l'importance de son coût et une efficacité environnementale qui a été jugée peu perceptible. Ces réactions, à l'origine du rapport d'évaluation rédigé en juillet 1999 par l'Inspection Générale des Finances, le Conseil Général du Génie Rural des Eaux et Forêts et le Comité Permanent de Coordination des Inspections, ont finalement abouti à la révision du PMPOA⁴.

Parmi les points abordés, le rapport remet en cause l'adéquation du critère d'éligibilité retenu pour intégrer la politique et sollicite l'avis de groupes concernés.

Les propositions qui sont faites ne convergent cependant pas. Les syndicats agricoles mettent l'accent sur l'importance de l'équité des traitements entre agriculteurs et revendiquent l'intégration de toutes les exploitations dans le PMPOA, y compris les plus petites. Les associations de défense de la nature défendent de leur côté une approche zonale des problèmes de pollution, en soulignant les effets pervers d'une concentration des efforts de dépollution sur les plus grosses exploitations : celles-ci étant dispersées géographiquement, on augmente le risque de diluer les effets bénéfiques de la politique sur l'environnement.

Les débats qui ont lieu permettent finalement d'aboutir à la création de "*zones prioritaires d'action PMPOA*"⁵, et d'étendre le programme à toutes les exploitations présentes à l'intérieur de celles-ci. Cette décision qui, soulignons-le, est plus le fruit de négociations que de résultats d'estimations chiffrées, doit permettre d'améliorer l'efficacité physique de la politique. Or, l'extension de la politique à un plus grand nombre d'exploitations pose aussi le problème de la maîtrise des coûts. Cette question-ci a été tranchée par les décideurs en optant pour une réduction des plafonds subventionnables des travaux de mise aux normes des exploitations, ... ce qui soulève du même coup un problème d'équité par rapport aux premières exploitations ayant bénéficié d'aides plus avantageuses.

En d'autres termes, on est passé d'une politique *a priori* peu coût-efficace à une politique tout aussi coûteuse, *a priori* plus efficace d'un point de vue environnemental, mais assurément inéquitable quant aux aides accordées entre les bénéficiaires de la première et de la deuxième tranche...

L'accent que nous voulons donner à ce travail est centré sur la nécessité à disposer d'outils de calcul permettant de quantifier *ex-ante* les choix pris pour l'élaboration de politiques agri-environnementales. La démarche que nous proposons de développer vise à construire un cadre de réflexion pour des évaluations *ex-ante*, utilisable par le législateur lorsque la mise en place d'une politique nécessite d'effectuer un choix de la population éligible.

Notre démarche ne constitue pas une évaluation du PMPOA, mais propose à partir des données⁶ et des enseignements tirés de cette politique, de construire un cadre de réflexion généralisable à toute politique d'environnement. Concrètement, nous proposons de retenir trois scénarios pour le choix des critères d'éligibilité des exploitations, relatifs aux revendications de différents groupes d'opinion qui se sont exprimés dans le cadre du PMPOA, puis de mesurer leur impact sur le coût-efficacité de la politique.

³ De plus de 70 UGB

⁴ A l'issu du rapport d'évaluation du PMPOA, un nouveau décret et un nouvel arrêté (Agriculture-Budget-Environnement) ont été mis en place pour venir consolider le PMPOA sur le plan juridique. Ces textes s'appuient notamment sur la circulaire DEPSE/SDEEA n° 7016 du 22 avril 1994, mais contiennent également de nouvelles dispositions applicables aux dossiers déposés à partir du 1^{er} avril 2000.

⁵ Ces zones concernent les secteurs classés en zones vulnérables, à forte concentration d'élevages et pour lesquels les enjeux de la protection des eaux sont forts.

⁶ Disponibles pour la région Aquitaine.

II- Méthodologie

2.1- Choix de référents acceptables sur le coût et l'efficacité

L'application d'une analyse coût-efficacité se heurte à un certain nombre de problèmes, de par l'absence de référents sur les coûts à mettre en œuvre et l'efficacité à atteindre.

En effet, la difficulté à définir, puis mesurer l'efficacité et les coûts à retenir pour les calculs, confèrent à l'analyse coût-efficacité un cadre de travail non borné. Sa mise en œuvre passe donc obligatoirement par une réflexion sur la construction de référents acceptables, que ce soit au niveau des coûts ou de l'efficacité.

Pour notre étude, nous avons choisi de ne tenir compte que des coûts directs des politiques d'environnement, correspondants à la somme des coûts financiers directs privés et publics associés à la mise en place de la politique.

Les coûts publics font référence aux coûts de gestion de la politique, c'est à dire les frais de constitution et de traitements des dossiers (études préalables à l'application de la politique elle-même). A ces coûts de gestion s'ajoutent les coûts de mise en œuvre de la politique, c'est à dire les crédits débloqués pour le versement de subventions à l'investissement. Les coûts privés correspondent aux dépenses engagées par les "bénéficiaires" de la politique (part d'autofinancement sollicitée pour la réalisation de la mise aux normes).

En ce qui concerne la mesure de l'efficacité, la difficulté vient à la fois du problème de la détermination d'un objectif environnemental et des outils de mesure disponibles pour la mesure même de cette efficacité. La définition d'un objectif de dépollution ne peut pas toujours reposer sur des estimations scientifiques affirmées.

Dans ce cas, le recours à un ensemble de procédures *ad hoc* peut représenter une option pour pallier à ce "vide scientifique" : "*Lorsque le calcul des dommages se révèle trop fragile, le calcul économique ne peut fournir à lui seul un objectif environnemental. Il faut notamment évaluer des niveaux cibles de pollution ou d'autres seuils environnementaux par des procédures ad hoc qui peuvent être scientifiques, diplomatiques ou issues de votes*" (Cohen de Lara, 1999).

Or, si l'on ne peut que reconnaître l'utilité de l'existence de ces procédures, l'absence de résultats scientifiques contribue parfois, *a posteriori*, à l'émergence de discussions sur la validité des normes établies. D'autre part, l'aspect diffus de certaines pollutions agricoles et les mécanismes de transfert des éléments polluants dans le milieu, ne permettent pas de mesurer l'efficacité environnementale d'une politique à partir de sa capacité à restaurer des niveaux de pollutions en deçà des normes établies par le CORPEN⁷.

Nous avons alors choisie de développer un indicateur d'efficacité⁸ à partir de la réduction des émissions polluantes, et non de la pollution ambiante. Un tel indicateur revient en définitive à quantifier l'effort de dépollution à la source, c'est à dire, la réduction du risque pollution.

⁷ Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution de l'Eau par les Nitrates d'origine agricole.

⁸ Le terme de dépollution sera parfois indifféremment employé, pour signifier la réduction d'émissions polluantes.

2.2- Présentation des scénarios retenus

Les trois scénarios choisis sont présentés dans le tableau ci-dessous.

	Groupes d'opinion	Critères de décision	Critères d'éligibilité
Scénario 1	Syndicats agricoles	"Equité" des traitements	Toutes les exploitations
Scénario 2	-	Efficacité économique	Exploitations les plus coût-efficaces
Scénario 3	Associations de protection de la nature	Efficacité environnementale	Zones où l'activité agricole est concentrée

Le scénario 1 correspond aux revendications des syndicats agricoles qui ont mis l'accent sur l'équité des traitements puisqu'il propose l'intégration de l'ensemble des exploitations, quels que soient leur taille et leur type.

Le scénario 2 correspond à une recherche d'efficacité économique et propose l'éligibilité des exploitations les plus rentables à la dépollution dans la politique.

Le scénario 3 est proche des revendications des associations de protection de la nature qui défendent l'idée d'une approche zonale de la protection de l'environnement. Dans ce scénario, on tient compte de la distance entre exploitations et on opte pour l'intégration des exploitations se situant dans des zones où l'activité agricole est concentrée.

2.3- Construction des fonctions de coût et de dépollution

La construction des fonctions de coût et de dépollution a été réalisée à partir des données existantes pour le PMPOA mis en place en région Aquitaine. Le calage des paramètres des fonctions s'est fait sur un échantillon de 90 exploitations.

2.3.1- Détermination de la fonction dépollution

La dépollution (ou efficacité environnementale) correspond à la réduction des émissions polluantes produites par toute exploitation i , telles que $E_i = \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)$. Elle dépend à la fois de la quantité d'azote produite sur l'exploitation (β_i) et de l'état général de cette exploitation avant ($\alpha_{i_{Max}}$) et après la mise aux normes (x_i).

Le niveau de dépollution se mesure donc par la différence entre les rejets azotés produits en situation de référence ($\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$) et les rejets produits après la mise aux normes des exploitations ($\beta_i \cdot x_i$).

Or, les rejets polluants individuels sont bornés selon deux hypothèses.

La première hypothèse pose qu'une exploitation ne peut pas produire une pollution plus importante après sa mise aux normes qu'en situation de référence ($\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$). La seconde hypothèse stipule qu'il existe un taux de pollution minimum incompressible, unique pour toutes les exploitations et équivalent à $\alpha_{i_{Min}} = 0,1$ ⁹.

⁹ Seuil défini à dire d'experts dans le cadre du PMPOA (arrêté du 2 novembre 1993, relatif au régime et à la répartition des eaux, à la lutte contre leur pollution et prévoyant certaines dispositions transitoires applicables aux exploitations d'élevages).

On pose alors que le niveau de rejets polluants pour toute exploitation i est borné entre $\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$ et $\beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}$; la dépollution étant elle bornée entre $0 \leq E_i \leq E_{i_{Max}}$.

2.3.2- Détermination de la fonction de coûts

La fonction de coût choisie est de type exponentiel : $C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot [\beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)]}$, soit $C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot E_i}$

Elle est donc constituée pour chaque exploitation d'un coût fixe de dépollution a_i et d'un coût variable, dépendant de la dépollution de l'exploitation $e^{b_i \cdot E_i}$.

L'existence de ce coût fixe se justifie par la nature des travaux effectués pour la mise aux normes des exploitations. En effet, la mise en place d'une politique telle que le PMPOA, vise à "*limiter aussi bien les pollutions ponctuelles à la sortie des bâtiments, que les pollutions diffuses au champ*" (Farruggia, 2000). Les opérations liées à la limitation des pollutions ponctuelles concernent essentiellement des travaux d'étanchéité au niveau des bâtiments, afin d'éviter le ruissellement des eaux usées et les écoulements divers.

Pour lutter contre les pollutions diffuses au champ, le programme prévoit d'améliorer la gestion de l'épandage en contrôlant les quantités et les dates d'épandage (Circulaire DEPSE/SDEEA n°7016, du 22 avril 1994). Pour ce faire, il est prévu pour chaque exploitation la construction d'ouvrages de stockage des effluents¹⁰.

La construction de ces ouvrages est donc nécessaire à la "dépollution" de la première unité de pollution diffuse, mais le coût de ces ouvrages n'est pas proportionnel à la quantité d'azote totale réduite au champ. La construction de ces ouvrages représente, par conséquent, un coût fixe pour la gestion des pollutions diffuses.

L'existence de ce coût fixe a_i , par ailleurs, des implications directes sur les propriétés de la fonction de coût. En effet, quand la dépollution est nulle ($E_i = 0$), le coût de dépollution correspond au coût fixe de dépollution de l'exploitation ($C_i = a_i$). Cet état impose d'apposer une condition additionnelle qui permet d'exclure les situations où une exploitation supporte un coût de dépollution alors que sa dépollution est nulle.

Cette condition s'écrit de la manière suivante :

$$\begin{cases} C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)} & \text{si } E_i > 0 \\ C_i = 0, & \text{si } E_i = 0 \end{cases} \quad [1]$$

Cette formulation du coût de dépollution revient à introduire une discontinuité en zéro sur cette fonction. Comme nous le verrons, cette discontinuité a des implications importantes sur la détermination de la solution optimale.

D'autre part, et comme pour la fonction de dépollution, l'existence de bornes sur les rejets polluants implique que les coûts de dépollution soient également bornés. Ainsi, quand les rejets polluants, en situation finale, sont minimum ($\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}$), le coût de dépollution est maximum et $C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - \alpha_{i_{Min}})}$. Quand les rejets sont maximum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$, la dépollution est nulle $E_i = 0$ et la condition [1] apposée sur la fonction de coût implique que le coût de dépollution soit également nul, $C_i = 0$.

Le coût de dépollution de chaque exploitation i est donc borné de la manière suivante : $0 \leq C_i \leq a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - \alpha_{i_{Min}})}$.

¹⁰L'adéquation des pratiques agronomiques est réglée dans un cahier des charges et leur réalisation est laissée à la responsabilité des agriculteurs

III- Résultats

Les courbes¹¹ présentées ci-après correspondent aux solutions qui minimisent le coût global de la politique $\sum_i C_i$, quel que soit l'objectif de dépollution \bar{E} . Notre démarche consiste à déterminer pour chaque objectif de dépollution, le coût optimal de dépollution, ainsi que le nombre et le type d'exploitations intégrables dans la politique.

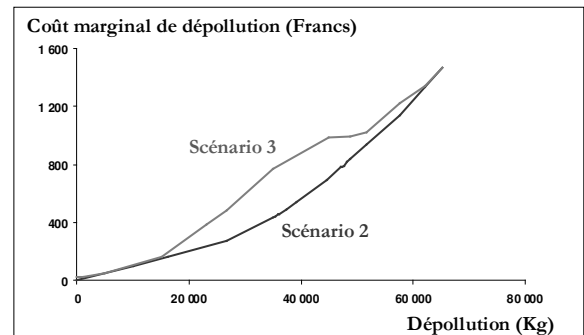
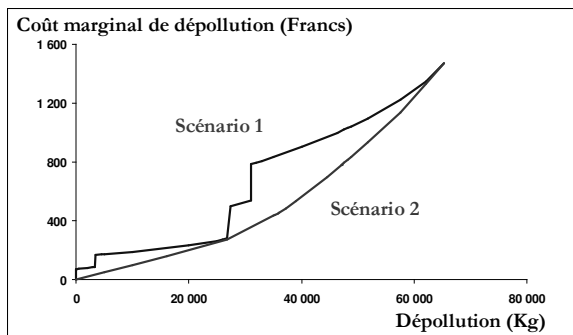
La lecture des courbes se fait de droite à gauche : la première solution optimale est celle qui correspond à un objectif de dépollution $\bar{E} = \sum_1^n E_{i_{Max}}$, pour lequel les coûts optimaux de

dépollution¹² égalisent $\sum_1^n C_i^* = \sum_1^n C_{i_{Max}}$. Pour cette simulation, l'ensemble des exploitations appartient à la solution optimale ($n = 90$) ; les coûts et les niveaux optimaux de dépollution sont à leur maximum, ce qui signifie que l'ensemble des exploitations i minimise ses rejets polluants $\beta_i \cdot x_i^* = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}$.

Or, si l'on abaisse à chaque simulation¹³ l'objectif de dépollution \bar{E} (déplacement vers la gauche), le nombre d'exploitations intégrables dans la politique et la valeur des solutions optimales $\sum_1^n E_i^*$

et $\sum_1^n C_i^*$ vont être modifiés. Quand le nouvel objectif de dépollution fixé par la politique est

inférieur à $\sum_1^n E_{i_{Max}}$, un certain nombre d'exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ va rester à leur niveau de dépollution et de coût maximum, alors que les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$ vont voir leur niveau optimal de dépollution s'abaisser à $E_i^* < E_{i_{Max}}$, et leur coût de dépollution à $C_i^* < C_{i_{Max}}$..., et ce jusqu'à ce que leur dépollution et leur coût deviennent nuls. A ce moment là, ces exploitations ne participent plus à la solution optimale.



¹¹ Toutes les simulations sont réalisées sous GAMS (*General Algebraic Modeling System*), version 2.50A.

¹² Rappelons que l'efficacité (ou la dépollution) de chaque exploitation i est bornée entre $0 \leq E_i \leq E_{i_{Max}}$ et que le coût de dépollution est borné entre $0 \leq C_i \leq C_{i_{Max}}$.

¹³ Les simulations effectuées sont indépendantes les unes des autres.

3.1- Présentation du scénario 1

Rappelons que ce scénario propose l'éligibilité de toutes les exploitations dans la politique, y compris les plus petites.

La courbe des solutions optimales correspondant à l'application du scénario 1 se divise en deux parties : tant que toutes les exploitations permettent de réaliser l'objectif de dépollution à un coût minimum, la fonction est continue ; mais dès que certaines exploitations ne participent plus à la solution optimale, la fonction devient discontinue.

L'objectif du programme étant de réaliser la solution de moindre coût, les exploitations exclues sont celles dont les coûts fixes de dépollution a_i sont les plus élevés. Pour ces exploitations, le niveau optimal de dépollution est devenu nul ; les rejets polluants de leur situation finale égalisant ceux de leur situation de référence ($\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$).

Les sauts dans les réponses s'expliquent donc par un mécanisme discret d'exclusion des exploitations, qui intervient lorsqu'il existe un coût fixe de dépollution et que l'on envisage l'inéligibilité des exploitations seulement à partir du moment où leur dépollution devient nulle, et qu'elles se retrouvent en situation de référence.

3.2- Présentation du scénario 2

Dans ce scénario, le critère d'intégration des exploitations porte sur le coût marginal de dépollution : les exploitations éligibles sont celles pour lesquelles les coûts marginaux de dépollution sont les plus faibles. L'exclusion des exploitations ne se fait donc plus en fonction du coût fixe de dépollution a_i , mais du ratio coût-efficacité de chaque exploitation.

Ce critère de décision est assuré par l'introduction d'une variable binaire δ_i (voir Lagrangien du programme en annexe), qui implique l'exclusion une à une des exploitations peu coût-efficaces, avant même qu'elles n'aient atteint leur borne maximum de rejets polluants ($\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$).

Les exploitations conservées dans la solution optimale sont donc celles dont le coût par unité de dépollution est le plus faible.

La modification des critères d'éligibilité des exploitations permet d'améliorer la solution optimale par rapport au scénario 1 : pour un niveau de dépollution donné, le coût optimal de dépollution est inférieur à celui du scénario 1.

Notons que ces résultats valident un argument déjà avancé par Harrington et Mc Connell (1999), sur la possibilité de réduire le coût total d'une politique environnementale, en reportant sa mise en œuvre sur les exploitations les plus coûts-efficaces.

3.3- Présentation du scénario 3

Pour ce scénario, l'objectif du programme est double : il s'agit à la fois de minimiser le coût de la politique et la distance entre les exploitations intégrables, afin d'intégrer en priorité les exploitations coût-efficaces présentes dans les zones où l'activité agricole est concentrée.

Avec ce scénario, l'exclusion progressive des exploitations se fait donc en fonction de leur coût-efficacité et de leur distance les unes par rapport aux autres. De fait, les exploitations isolées géographiquement sont plus rapidement exclues de la solution optimale.

Graphiquement, cela se traduit par une courbe plus irrégulière que dans le scénario 2 ; la prise en compte de la distance entre exploitations dans la fonction objective "dégradant" les solutions optimales par rapport au scénario 2.

IV- Discussion

La confrontation des trois scénarios permet de mesurer les pertes de bien être générés en fonction des critères d'éligibilité retenus.

Les résultats montrent que le scénario 2 est la meilleure solution d'un point de vue économique car il propose la solution pour laquelle le coût marginal de dépollution est toujours le plus faible. De fait l'application du scénario 2 constitue un référentiel pour le législateur, à partir duquel il peut mesurer la perte de bien-être pour la collectivité générée par l'application d'un autre scénario : à partir de notre sous-échantillon (16 exploitations), l'adhésion au scénario 1 génère une perte en bien-être de près de 10 millions de Francs, alors que l'application du scénario 3 génère une perte totale de 8 millions de Francs, par rapport à la solution proposée par le scénario 2.

Cependant, si l'adoption du scénario 2 représente la meilleure solution d'un point de vue économique, elle ne permet pas d'optimiser la performance environnementale de la politique.

D'une part, les exploitations les plus polluantes ne sont pas forcément les plus coût-efficaces (Sérès, 2003). Par conséquent, axer une politique sur ces exploitations revient à exclure des exploitations plus polluantes, ce qui pose un problème d'efficacité environnementale.

D'autre part, en se concentrant sur les exploitations les plus coût-efficaces, on augmente le risque d'axer la politique sur des exploitations dispersées géographiquement, ce qui aurait pour effet de diluer les "bénéfices environnementaux" de la politique elle-même.

La couverture d'un territoire dans son ensemble est un critère déterminant pour s'assurer d'un impact significatif sur l'environnement, surtout dans le cas de pollutions diffuses. En ce sens, la recherche de l'équité à travers la généralisation d'une politique à l'ensemble des exploitations, telle qu'elle est proposée dans le scénario 1, permet de couvrir l'ensemble des zones géographiques agricoles. Par contre, cette option est aussi la moins coût-efficace des options proposées.

Aussi, la mise en place d'une politique qui tiendrait à la fois compte de la distance entre exploitations et du critère d'efficacité économique (scénario 3) représente une alternative intéressante d'un point de vue économique et écologique.

Si cette approche ne représente pas la solution la plus efficace d'un point de vue économique, elle doit permettre d'améliorer la performance environnementale des politiques par une meilleure prise en compte des effets de spécialisation des exploitations (en intégrant toutes les sources de pollutions sur un territoire donné).

Conclusion

Cette étude permet de mesurer l'importance de l'impact des critères d'éligibilité sur le coût-efficacité des politiques agri-environnementales.

D'un point de vue opérationnel, le scénario 2 constitue la solution la plus efficace économiquement et constitue un référentiel pour le législateur. Il doit permettre notamment d'apprécier les coûts supplémentaires consentis, soit pour étendre une politique à un plus grand nombre d'exploitations (scénario 1), soit pour prendre en compte les effets de la spécialisation des exploitations et améliorer la performance environnementale de la politique (scénario 3).

Si certains économistes soulignent les limites d'une approche zonale, "*le zonage pouvant être une cause d'inefficience, dans le sens où il ne permettrait pas à la valeur d'usage la plus élevée de se réaliser*" (Pearce,

Markandya, 1989), la gestion zonale des problèmes de pollutions diffuses semble être validée par la plupart des experts : *"l'économie publique plaide également pour un zonage territorial fin [des politiques agri-environnementales]...., une hiérarchie des zones est le moyen rationnel d'utiliser les ressources disponibles en privilégiant les zones qui procurent le ratio bénéfice/coût le plus élevé"* (Le Goffe, Mahé, 2001).

Cette approche est aujourd'hui largement adoptée. On l'a vu pour le PMPOA qui désormais opère, pour sa deuxième phase d'application, à partir des *"zones prioritaires d'actions PMPOA"* et propose l'éligibilité de tous les élevages, même les plus petits (25 UGB) à l'intérieur de ces zones ; on le voit également dans le cadre de la directive cadre¹⁴ qui propose la gestion des pollutions de l'eau par district hydrographique.

Or, au vu des résultats obtenus, l'approche zonale ne représente pas la meilleure solution économique. Aussi, si les pouvoirs publics optent pour des politiques plus performantes d'un point de vue environnemental, ils doivent s'attendre à ce que le coût de la politique soit supérieur à celui proposé par une solution économiquement efficace.

¹⁴ La directive du Parlement européen et du Conseil n° 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau a pour objectif général la recherche d'une bonne qualité des eaux souterraines, des eaux de surface ou des eaux littorales - des eaux de transition des estuaires aux eaux côtières et eaux territoriales-, dans un horizon de quinze ans (2015). Sa transposition dans le droit français était prévue au 22 décembre 2003.

Présentation des Lagrangiens des trois scénarios

Lagrangien du scénario 1

L'écriture du programme de minimisation des coûts pour ce scénario se développe de la manière suivante :

$$L = \sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)} + \lambda_1 \left[\bar{E} - \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i) \right] + \gamma_i [\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}} - \beta_i \cdot x_i] + \rho_i [\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}]$$

Lagrangien du scénario 2

L'écriture du programme de minimisation pour le scénario 2 se formalise de la manière suivante :

$$L = \sum_1^n \delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)} + \lambda \cdot \left[\bar{E} - \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i) \right] + \varphi_i [E_i - \delta_i \cdot m] + \varpi_i [\delta_i \cdot M - E_i] \\ + \gamma_i [\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}} - \beta_i \cdot x_i] + \rho_i [\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}]$$

Lagrangien du scénario 3

L'écriture du programme de minimisation des coûts pour le scénario 3 se formalise de la manière suivante :

$$L = \Omega \cdot \sum_1^n \delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)} + \Gamma \cdot \sum_1^n \delta_i \cdot \delta_j \cdot d_{ij} \\ + \lambda \cdot \left[\bar{E} - \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i) \right] + \varphi_i [E_i - \delta_i \cdot m] + \varpi_i [\delta_i \cdot M - E_i] + \gamma_i [\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}} - \beta_i \cdot x_i] + \rho_i [\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}]$$

Avec,

β_i : quantité d'azote produite par l'exploitation i

$\alpha_{i_{max}}$: taux de pollution résiduelle en situation de référence

x_i : taux de pollution résiduelle en situation finale

$\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$: rejets azotés produits en situation de référence par l'exploitation i

$\beta_i \cdot x_i$: rejets azotés produits après la mise aux normes de l'exploitation i

δ_i : variable binaire

m : paramètre positif de faible poids ($1 \cdot 10^{-5}$)

M : paramètre positif de forte valeur ($1 \cdot 10^5$)

Ω : coefficient de pondération de la fonction de coût de dépollution

Γ : coefficient de pondération de la distance entre exploitations

Bibliographie

Bonnieux F., Fouet J.P., Guerrier C., Rainelli P., Vermersch D. , *Efficacité économique et intégration des effets environnementaux de l'activité agricole*. Club d'Experts en Economie Agricole, Commissariat Général du Plan, Paris, 1991.

Cohen de Lara D., *Evaluation économique et environnement dans les décisions publiques*. Résumé du rapport intégral, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'environnement, Paris, 1999, 20 p.

Circulaire DEPSE/SDEEA n° 7016 du 22 avril 1994, concernant *les aides à la mise en conformité des élevages bovins et porcins*.

Farrugia A., *L'eau et les herbivores : les chemins de la qualité*. Edition Institut de l'élevage, Paris, 170 p, 2000.

Harrington W., McConnell V. D., *Coase and car repair: who should be responsible for emissions of vehicles in use ?* Disponible à : <http://www.rff.org>, discussion Paper 99-22 [On-line], 1999, 37 p.

Le Goffe P., Mahé L.P., *Les CTE en Bretagne : des principes économiques aux réalités*. Ingénieries n° Spécial 2001 : Multifonctionnalités, 2001, pp 85 à 96.

Pearce D.W., Markandya A., *L'évaluation monétaire des avantages des politiques de l'environnement*. Paris, OCDE, 1989.

Rainelli P., Vermersch D., *Groupe d'évaluation des Agences de l'eau : les pollutions d'origine agricole et l'application du principe pollueur-payeur*. INRA, janvier 1997, 25 p.

Sérès C., *Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales. Impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles*. Thèse de doctorat, Cemagref/Université Montesquieu Bordeaux IV, Bordeaux, Janvier 2003, 304 p.