



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. Economies et finances. Université Montesquieu - Bordeaux IV, 2003. Français. NNT: . tel-00089610

HAL Id: tel-00089610

<https://theses.hal.science/tel-00089610>

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.

UNIVERSITE MONTESQUIEU-BORDEAUX IV

DROIT, SCIENCES SOCIALES ET POLITIQUES
SCIENCES ECONOMIQUES ET DE GESTION

Equipe d'accueil : Cemagref de Bordeaux

APPROCHE COUT-EFFICACITE DES POLITIQUES AGRI-ENVIRONNEMENTALES Impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles

Thèse pour le Doctorat ès Sciences Economiques

présentée par

Claire Sérès

et soutenue publiquement
le 24 janvier 2003

MEMBRES DU JURY

Mme Sylvie FERRARI
Maître de Conférence, Université de La Réunion, **suffragant**.

M. Claude LACOUR
Professeur, Université Montesquieu Bordeaux IV, **co-directeur de thèse**

M. Ramon LAPLANA
Directeur de recherche, Cemagref de Bordeaux, **Président du jury**.

M. Patrick POINT
Directeur de recherche CNRS, Université Montesquieu Bordeaux IV, **co-directeur de thèse**

M. Pierre RAINELLI
Directeur de recherche, INRA de Rennes, **rapporteur**.

M. Gilles ROTILLON
Professeur, Université de Paris X Nanterre, **rapporteur**.

Remerciements

Je remercie tout particulièrement M. Patrick Point, Professeur à l'Université de Bordeaux IV et directeur de recherche au CNRS, ainsi que M. Claude Lacour, Professeur et vice-président de l'Université de Bordeaux IV, d'avoir bien voulu accepter la direction scientifique de cette thèse.

Tous mes remerciements vont également à l'ensemble de la direction du Cemagref de Bordeaux, et particulièrement M. Ramon Laplana, pour m'avoir permis de réaliser cette thèse dans les meilleures conditions possibles.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à la direction et aux agents de l'Agence de l'eau Adour-Garonne pour avoir mis à ma disposition les données sur le PMPOA, et tout particulièrement, Mme Domond, Mme Rambaud, M. Solacroupe et François Joncour pour leurs conseils et leur écoute.

Ma reconnaissance va aussi à toutes les personnes qui m'ont aidé et m'ont permis, à travers diverses discussions, d'avancer. Je pense à Mme Valleret et M. Taquet (de la DRAF Aquitaine), Mme Guchant (du Conseil Régional Aquitaine), M. Meny (DIREN de Bordeaux), M. Caillaud (de la Préfecture de la région Aquitaine) ainsi que M. Bernet (de la Chambre d'Agriculture du Lot et Garonne).

Je remercie enfin tout le personnel de la division ADER du Cemagref, collègues ou amis, pour leur accueil et la bonne ambiance au quotidien. J'ai une pensée particulière pour Jacqueline, Tania, Jeanne, Daniel, André et Odette.

Résumé

Il existe aujourd'hui une demande sociale pour l'amélioration du coût-efficacité des politiques agri-environnementales. Or, l'absence de référents sur les coûts à mettre en œuvre et l'efficacité à atteindre contribue à l'émergence de débats sur le choix des modalités d'application de ces politiques, et notamment sur le choix des critères d'éligibilité de la population cible. La démarche suivie vise à traduire certaines des revendications existantes concernant les critères d'éligibilité sous forme de programmes d'optimisation, afin de mesurer *ex-ante* leur impact sur le coût-efficacité des politiques.

Les résultats montrent que la solution collective la plus coût-efficace est réalisée quand seules les exploitations les plus coût-efficaces sont intégrées dans la politique. Or, cette solution ne représente pas la meilleure des solutions d'un point de vue environnemental ; les exploitations les plus polluantes n'étant pas toujours les plus coût-efficaces, et les bénéfices environnementaux de la politique étant susceptibles d'être dilués par l'intégration d'un nombre restreint d'exploitations. La prise en compte de la localisation des exploitations sur un territoire constitue une solution pertinente pour l'amélioration de l'efficacité environnementale d'une politique, même si cette solution s'avère être plus coûteuse. 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.

Abstract

There is a strong need today for the improvement of cost-effectiveness analysis concerning environmental policies. However, the lack of data on costs and effectiveness generates debates about the choice of the policy application terms, and especially about the eligibility criterion of targeted population. The developed approach aims at building optimisation programs from some of existing claims on eligibility criterion in order to estimate ex-ante their impact on policies cost-effectiveness.

The results show that the most cost effective collective solution is carried out when only the most cost-effective farms are integrated in the policy. However, this solution does not represent the best solution from the environmental effectiveness point of view ; the most polluting farms are not always the most cost-effective, and the environmental benefits of the policy could be diluted thanks to the small number of integrated farms. Taking into account that the localisation of the farms represents a relevant solution to improve the cost-effectiveness policy, even if this solution is more expensive.

In other words, if the government choose 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.

SOMMAIRE

Introduction générale.....	15
-----------------------------------	-----------

1ERE PARTIE : POLLUTIONS AGRICOLES ET POLITIQUES PUBLIQUES

Introduction de la 1ère partie.....	25
--	-----------

Chapitre I : Pollutions agricoles et externalités.....	27
---	-----------

1.1 Spécificité de la relation agriculture – environnement.....	27
--	-----------

1.1.1. Le lien particulier entre agriculture et environnement	27
--	----

1.1.1.1. <i>Le statut particulier de l'agriculture.....</i>	28
---	----

1.1.1.2. <i>Les émissions de l'agriculture : problèmes de pollution et biens d'environnement.....</i>	29
---	----

1.1.1. Pollution azotée : différenciation de l'élevage et des cultures	32
--	----

1.1.1.1. <i>Les pollutions diffuses liées aux productions végétales...</i>	32
--	----

1.1.1.2. <i>Les problèmes de pollutions diffuses et ponctuelles issues des productions animales.....</i>	33
--	----

1.1.2. Nature des pollutions agricoles et modes d'intervention...36	
---	--

1.1.2.1. <i>Le cas complexe des pollutions diffuses.....</i>	36
--	----

1.1.2.2. <i>Démarche analogue au secteur industriel pour les pollutions ponctuelles.....</i>	37
--	----

1.2. Valeur économique des dégradations de ressources naturelles.....	38
--	-----------

1.2.1. Les effets externes d'environnement ou externalités.....	38
---	----

1.2.1.1. <i>Définition d'un effet externe.....</i>	38
--	----

1.2.1.2. <i>Conséquences de l'existence des externalités.....</i>	40
---	----

1.2.1.3. <i>Externalités et droits de propriété</i>	41
---	----

1.2.2. Internalisation des externalités produites.....	43
1.2.2.1. La taxe.....	43
1.2.2.2. La norme.....	46
1.2.2.3. La subvention.....	49
1.2.2.4. Les permis de droit à polluer.....	51
1.2.3. Les problèmes d'asymétrie de l'information.....	53
1.2.3.1. Les problèmes d'aléa moral.....	54
1.2.3.2. Les cas d'autosélection.....	56
1.3. Les approches économiques pour la restauration de l'environnement	58
1.3.1 Les alternatives d'une approche coût-bénéfice	58
1.3.1.1 Restauration totale et coût maximum.....	59
1.3.1.2 Restauration partielle et égalisation des coûts aux bénéfiques de la restauration totale.....	60
1.3.1.3 Restauration partielle et minimisation des coûts.....	61
1.3.2 L'approche coût-efficacité.....	62
1.3.2.1 Minimisation des coûts sous contrainte d'une norme qualité.....	63
1.3.2.2 Maximisation de la dépollution sous contrainte d'une enveloppe budgétaire.....	65
 Chapitre II : Les politiques publiques de protection de l'environnement	 69
2.1. Les mesures juridiques pour la protection de l'environnement : une législation préoccupée par la qualité des eaux	70
2.1.1. Les directives et leur application sur le territoire français..	70
2.1.1.1. Loi sur l'eau.....	70
2.1.1.2. Directives européennes et délimitations de zonages.....	71
2.1.1.3. Réglementation sur les installations classées.....	75
2.1.1.4. Mesures spécifiques aux pollutions agricoles.....	76
2.1.2. Les outils d'intervention et la demande sociale	80
2.1.2.1. Le Principe "pollueur, payeur"	80
2.1.2.2. Le Principe "non pollueur, non payeur".....	82
2.1.2.3. La pérennité des politiques agri-environnementales.....	85

2.2. Le programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole.....	87
2.2.1. La législation et les réglementations.....	87
2.2.1.1. Les fondements législatifs.....	87
2.2.1.2. Modalités d'intégration des exploitations d'élevage.....	89
2.2.1.3. Application du principe "non pollueur, non payeur".....	90
2.2.2. Fonctionnement du programme et modalités d'indemnisation	91
2.2.2.1. Le système de primes et de redevances prévu dans le PMPOA.....	91
2.2.2.2. Les travaux de mise aux normes pour les bovins et les porcins.....	95
2.2.2.3. Les travaux de mise aux normes pour les élevages avicoles.....	97
2.2.3. La mission d'évaluation du PMPOA.....	99
2.2.3.1. Le dépassement des coûts prévisionnels.....	99
2.2.3.2. Une efficacité environnementale non démontrée.....	100
2.2.3.3. Discussion des critères d'éligibilité des exploitations.....	102
2.2.3.4. Les aménagements prévus pour la poursuite du PMPOA	103

Chapitre III : L'amélioration du coût-efficacité des politiques agri-environnementales : divergences d'opinions et absence de référents.....

3.1. Les politiques publiques et la demande sociale.....	107
3.1.1. Ecart entre la demande sociale et les outils de mesure du coût-efficacité.....	107
3.1.1.1. Une demande sociale pour un coût minimum.....	107
3.1.1.2. Déconnexion des normes qualité et des niveaux d'émission.....	108
3.1.1.3. Une demande sociale pour une réduction maximale de la pollution	109
3.1.1.4. Incertitude sur les coûts de dépollution à mettre en œuvre.....	111

3.1.2. Les divergences de groupes d'intérêts sur les critères d'éligibilité des "bénéficiaires" des politiques d'environnement.....	112
3.1.2.1. Consensus pour que les plus gros pollueurs paient.....	112
3.1.2.2. Les associations de protection de la nature militent pour une protection intégrée des sites fragilisés.....	113
3.1.2.3. Revendications des syndicats agricoles pour l'égalité des traitements.....	114
3.2. Construction d'un outil pour l'évaluation du coût-efficacité des politiques d'environnement	116
3.2.1. Evaluation <i>ex-ante</i> du coût-efficacité des politiques d'environnement.....	117
3.2.1.1. Justification d'une approche <i>ex-ante</i>	117
3.2.1.2. Construction de référents pour l'analyse coût-efficacité.....	118
3.2.1.3. Construction des courbes optimales de coût-efficacité....	118
3.2.2. Options proposées pour le choix des critères d'éligibilité.....	119
3.2.2.1. Une notion d'équité issue des revendications syndicales : éligibilité de l'ensemble des exploitations.....	120
3.2.2.2. Recherche de l'efficacité économique : éligibilité des exploitations les plus rentables à la dépollution.....	121
3.2.2.3. La prise en compte de la distance entre exploitations agricoles.....	121
Conclusion de la 1ère partie.....	122

2EME PARTIE : METHODE D'ANALYSE ET PROGRAMME D'OPTIMISATION DU COUT-EFFICACITE

Introduction de la 2ème partie.....	127
Chapitre I : Justification du choix de la méthode d'analyse.....	128
1.1. Présentation des principales méthodes d'évaluation des politiques.....	129

1.1.1. La méthode coût-bénéfice.....	129
1.1.2. L'analyse risque-avantage.....	130
1.1.3. L'analyse multicritères.....	131
1.1.4. La méthode coût-efficacité.....	132
1.2. Adaptation de la méthode coût-efficacité à notre problématique : quels coûts et quelle efficacité ?	133
1.2.1. Identification des coûts économiques.....	134
1.2.1.1. <i>Prise en compte des coûts directs.....</i>	<i>134</i>
1.2.1.2. <i>Exclusion des coûts indirects.....</i>	<i>134</i>
1.2.2. Efficacité d'une politique en terme de réduction des émissions polluantes.....	136
 Chapitre II : Application aux données du PMPOA	137
2.1. Echelle de travail et nature des données disponibles.....	137
2.1.1. Arguments en faveur d'un zonage administratif large.....	137
2.1.1.1. <i>Justification pour une approche régionale.....</i>	<i>137</i>
2.1.1.2. <i>Les principales productions animales de la région.....</i>	<i>138</i>
2.1.2. Les données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne.....	142
2.1.2.1. <i>Format des données.....</i>	<i>142</i>
2.1.2.2. <i>Localisation des exploitations intégrables en Aquitaine....</i>	<i>144</i>
2.2. Traitements préliminaires des données disponibles.....	146
2.2.1. Analyses statistiques descriptive et inférentielle.....	146
2.2.1.1. <i>Analyse des Correspondance Multiples : détermination des variables déterminantes.....</i>	<i>146</i>
2.2.1.2. <i>Constitution de classes d'exploitations par le biais de la classification ascendante hiérarchique.....</i>	<i>149</i>
2.2.1.3. <i>Test complémentaire sur le type d'élevage.....</i>	<i>151</i>
2.2.2. Echantillonnage pour les enquêtes détaillées.....	153
2.2.2.1. <i>Contingement des effectifs de la population initiale...</i>	<i>153</i>
2.2.2.2. <i>Identification des variables complémentaires et échantillon final.....</i>	<i>155</i>

2.3. Estimation de l'efficacité de la politique et construction des fonctions de coût de dépollution par type d'élevage.....	158
2.3.1. Description des étapes pour la mesure de l'efficacité environnementale théorique	158
2.3.1.1. <i>Conversion des effectifs en UGBN.....</i>	158
2.3.1.2. <i>Calcul de la production azotée annuelle.....</i>	160
2.3.1.3. <i>Estimation de l'efficacité environnementale théorique maximale.....</i>	161
2.3.2. Détermination des variables principales de la mise aux normes et construction des fonctions de coûts de dépollution.....	163
2.3.2.1. <i>Caractéristiques statistiques de l'échantillon.....</i>	163
2.3.2.2. <i>Typologie des coûts de la mise aux normes.....</i>	166
2.3.2.3. <i>Construction des fonctions de coûts de dépollution par type d'élevage.....</i>	168
2.3.2.4. <i>Fonctions de coût marginal de dépollution.....</i>	171

Chapitre III : Propriétés des fonctions utilisées et programmes d'optimisation du coût-efficacité... 173

3.1. Propriétés des fonctions de dépollution et de coûts de dépollution.....	173
3.1.1. Existence d'un coût fixe de dépollution.....	173
3.1.1.1. <i>Justification de l'existence du coût fixe.....</i>	173
3.1.1.2. <i>Une fonction de coût discontinue.....</i>	174
3.1.2. Effets des bornes sur les rejets polluants.....	175
3.1.2.1. <i>Effet de bornes sur la fonction de dépollution.....</i>	175
3.1.2.2. <i>Effet de bornes sur la fonction de coût de dépollution</i>	176
3.2. Programmes d'optimisation du coût-efficacité propres aux scénarios d'intégration des exploitations.....	177
3.2.1. Scénario 1 : <i>"toutes exploitations éligibles".....</i>	177
3.2.1.1. <i>Présentation du programme de minimisation des coûts... 178</i>	178
3.2.1.2. <i>Conditions d'unicité des solutions optimales.....</i>	180
3.2.1.3. <i>Présentation du programme de maximisation de la dépollution.....</i>	181
3.2.1.4. <i>Conditions d'unicité des solutions optimales.....</i>	183

3.2.2. Scénario 2 : " <i>éligibilité des exploitations les plus coût-efficaces</i> ".....	184
3.2.2.1. <i>Présentation du programme de minimisation des coûts ...</i>	184
3.2.2.2. <i>Conditions de premier ordre</i>	185
3.2.3. Scénario 3 : " <i>prise en compte de la distance entre exploitations</i> ".....	186
3.2.3.1. <i>Présentation générale du programme de minimisation des coûts</i>	187
3.2.3.2. <i>Conditions de premier ordre</i>	188
Conclusion de la 2ème partie	190

3EME PARTIE : RESULTATS ET DISCUSSIONS

Introduction de la 3ème partie	193
Chapitre I : Cas de la non équivalence de la minimisation des coûts et de la maximisation de la dépollution	195
1.1. Détermination du domaine des solutions optimales du programme de minimisation des coûts	195
1.1.1. Démarche adoptée : réduction de l'objectif de dépollution.....	195
1.1.2. Formalisation de la démarche adoptée	197
1.1.2.1. <i>Toutes les exploitations participent à la solution optimale</i>	197
1.1.2.2. <i>Exclusion des exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus fort</i>	197
1.1.2.3. <i>Représentation graphique du domaine des solutions optimales</i>	199

1.2. Détermination du domaine des solutions optimales du programme maximisation de la dépollution	200
1.2.1. Démarche adoptée : réduction de l'enveloppe budgétaire.....	200
1.2.2. Formalisation de la démarche adoptée	201
1.2.2.1. <i>Toutes les exploitations participent à la solution optimale.</i>	201
1.2.2.2. <i>Exclusion des exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus fort.....</i>	202
1.2.2.3. <i>Représentation graphique du domaine des solutions optimales.....</i>	204
1.3. Confrontation des solutions optimales des deux programmes	205
1.3.1. Première phase : équivalence des solutions optimales.	207
1.3.2. Deuxième phase : divergence des réponses optimales	208
1.3.3. Implications en terme politique.....	210

Chapitre II : Critères d'éligibilité des exploitations, mesure du bien-être collectif et impact environnemental..... 212

2.1. Mesure du bien-être collectif et impact environnemental	213
2.1.1. Présentation générale des résultats.....	213
2.1.1.1. <i>Scénario 1 : intégration des exploitations par type d'élevage.....</i>	213
2.1.1.2. <i>Scénario 2 : intégration des exploitations les plus coût-efficaces.....</i>	216
2.1.1.3. <i>Scénario 3 : intégration selon la proximité géographique des exploitations.....</i>	217
2.1.2. Mesure de la variation du bien-être collectif.....	220
2.1.2.1. <i>Variation du bien-être collectif.....</i>	220
2.1.2.2. <i>Variation du bien-être par type d'élevage.....</i>	223
2.1.3. Réduction de la pollution globale et impact environnemental.....	225
2.1.3.1. <i>Dépollution globale et nombre d'exploitations intégrables</i>	225
2.1.3.2. <i>Dépollution et localisation des exploitations.....</i>	228

2.2. Quels sont les critères pertinents pour choisir une politique ?	229
2.2.1. Les paramètres à prendre en compte.....	229
2.2.1.1. <i>Les exploitations les plus polluantes ne sont pas toujours les plus coût-efficaces</i>	229
2.2.1.2. <i>Le coût fixe de dépollution est déterminant du coût total de dépollution</i>	230
2.2.2. Sur quels critères d'arbitrage s'appuyer ?	233
2.2.2.1. <i>Arbitrage entre niveaux de dépollution et coûts d'abattement</i>	233
2.2.2.2. <i>Prise en compte des disparités entre type d'élevages</i>	235
2.2.2.2. <i>Le zonage comme outil de gestion des pollutions diffuses</i>	237
 Chapitre III : Apports, limites et perspectives	239
 3.1. Intérêts de la démarche développée	239
3.1.1. <i>Positionnement de la réflexion du côté du décideur public</i>	239
3.1.2. <i>Outil d'aide à la décision pour les évaluations ex-ante</i>	241
 3.2. Limites de la démarche employée	242
3.2.1. Les limites associées aux calculs effectués.....	242
3.2.1.1. <i>Faiblesse des coefficients de détermination</i>	242
3.2.1.2. <i>Affinage des fonctions de coût de dépollution</i>	243
3.2.1.3. <i>Introduction de variables binaires et réduction de l'échantillon</i>	244
3.2.2. Les limites associées à la collecte des données.....	245
3.2.2.1. <i>Absence de données économiques concernant le Producteur</i>	245
3.2.2.2. <i>Coût d'acquisition de l'information</i>	246

3.3. Les perspectives exploitables.....	247
3.3.1. Spatialisation des résultats grandeur nature.....	247
3.3.2. Intégration des systèmes de production agricole dans les programmes de dépollution.....	247
3.3.3. Construction d'un modèle Principal-Agent	248
Conclusion de la 3ème partie.....	250
Conclusion générale.....	253
Bibliographie.....	259
Annexes.....	273
Table des figures.....	300
Table des tableaux.....	302

INTRODUCTION GENERALE

La question du coût de la protection de l'environnement est devenue une question d'actualité d'importance. Selon le Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie, le budget national français pour l'année 2001, réservé à la protection de l'environnement, s'élève à 4 692 millions de Francs, dont 68,5 % sont destinés aux investissements et aux interventions et 31,5 %, aux frais de fonctionnement et de personnel. La prévention des pollutions a, elle, fait l'objet d'une augmentation des moyens de fonctionnement alloués, notamment à l'Agence de l'Environnement et de Maîtrise de l'Energie (ADEME), pour un montant de 10 millions de Francs.

Si les moyens mis à disposition pour protéger l'environnement sont, année après année, de plus en plus importants, c'est qu'aujourd'hui de nombreuses études économiques ont permis de mettre en évidence que les coûts (directs, indirects, internes ou externes) qu'induisent les dégradations de l'environnement sont croissants. Comme le souligne Cohen de Lara D. dans un rapport sur l'évaluation économique et l'environnement, destiné au Ministère de l'Aménagement du territoire et de l'environnement (1999), *"jusque récemment, la question des coûts apparaissait surtout sous la forme des dépenses directes que représentait la protection de l'environnement par rapport au laisser-faire. Les coûts qui nous occupent aujourd'hui sont de plus en plus ceux induits par l'absence de protection de l'environnement"*.

Or, si l'absence d'action a un coût social maintenant reconnu (pas toujours mesurable avec précision par ailleurs), les interventions publiques pour protéger l'environnement ne peuvent être pour autant systématisées, pour des raisons de limitation budgétaire ; elles font en effet, l'objet d'une sélection en fonction des priorités écologiques et des enjeux humains et économiques associés aux dégradations de l'environnement.

Dans ce contexte, la question de la rentabilité économique des investissements réalisés pour protéger l'environnement est une des questions clés abordée dans les débats publics et les réflexions scientifiques. Théoriquement, la recherche de l'amélioration de la rentabilité des interventions publiques devrait pousser le législateur à privilégier des actions où les coûts investis pour protéger les ressources naturelles sont au moins

couverts par les bénéfices¹ (attendus), dégagés par de telles actions. Cependant, l'évaluation de la valeur économique de ces bénéfices (ou symétriquement, des coûts occasionnés par les dégradations de l'environnement), reste encore aujourd'hui difficilement réalisable, particulièrement en ce qui concerne les pollutions d'origine agricole. En effet, la régulation des problèmes de pollution d'origine agricole est relativement récente et se heurte encore à un grand nombre de difficultés techniques et scientifiques. Ces difficultés font référence aux problèmes posés par la diversité des pratiques agricoles et des émissions polluantes (produits phytosanitaires, engrais chimiques ou organiques), par l'asymétrie d'information existant entre le législateur et l'agriculteur concernant les pratiques agricoles, par la nature diffuse de certaines des pollutions émises et enfin par l'existence de délais de transfert parfois importants entre l'émission polluante et la pollution.

Pour l'économiste, ces caractéristiques représentent autant de contraintes pour l'internalisation des coûts externes associés aux pollutions agricoles. Aussi, l'estimation du coût social des pollutions émises par le secteur agricole (ou réciproquement, du bénéfice social à restaurer l'environnement) n'est pas facilement réalisable. A ce titre, le développement de réflexions sur la rentabilité économique des politiques, via la mise en place d'une évaluation coût-bénéfice, n'est par conséquent pas toujours envisageable.

Par contre, la mise en place d'une approche coût-efficacité apparaît comme étant plus appropriée. Dans ce cas, il s'agit de rapprocher les coûts impliqués dans l'application d'une politique à son efficacité physique, ce qui permet de contourner les problèmes liés à l'estimation des bénéfices économiques. Généralement, c'est la règle du coût minimum qui prévaut, c'est à dire que le choix se fait pour la politique¹ qui permet d'atteindre un objectif de qualité à moindre coût. Or, nous verrons que si l'on y regarde de plus près, cette démarche se heurte également à un certain nombre de problèmes, de par l'absence de référents sur les coûts à mettre en œuvre et l'efficacité à atteindre mais aussi, l'absence de consensus sur la manière d'optimiser le coût-efficacité des politiques publiques.

¹ Bénéfices associés à la restauration de tous les services rendus par les actifs naturels .

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

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 ; par conséquent, sa mise en œuvre doit obligatoirement passer par une réflexion sur la construction de référents acceptables, que ce soit au niveau des coûts ou de l'efficacité.

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. Comme le souligne Cohen de Lara (1999), 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 D., 1999 : 8). 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, nous verrons que 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 CORPEN².

Dans ce contexte, la mise en place des politiques environnementales dans le domaine agricole est plus souvent régie par une limitation budgétaire, que par la réalisation d'un véritable objectif environnemental. En d'autres termes, la contrainte principale pour le législateur est budgétaire ; l'amélioration de la qualité de l'environnement passe alors par la recherche d'une optimisation de l'efficacité environnementale des politiques mises en place (via l'adéquation des mesures prises par rapport à l'ampleur et la nature des pollutions émises, les caractéristiques des agents émetteurs, etc.,...), compte tenu de

² Comité d'Orientation pour la Réduction de la Pollution de l'Eau par les Nitrates d'origine agricole.
Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales : impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles.

l'enveloppe allouée. De fait, la logique de minimisation des coûts sous la contrainte d'atteindre un objectif donné, généralement développée par les économistes, est dans la pratique, supplantée par une logique de maximisation de l'efficacité des politiques sous contrainte budgétaire.

Or généralement, la définition de l'enveloppe budgétaire à affecter est plus issue de négociations et repose moins sur des estimations économiques réelles, que sur le consensus politique du moment. Cette situation entraîne parfois des incohérences, en poussant les institutions à effectuer des choix entre différents programmes environnementaux. Le cas s'est notamment posé pour l'Agence de l'eau Loire-Bretagne, comme le souligne J. Oudin (2000 : 4) : *"la poursuite du financement du PMPOA³ engendre de sérieuses difficultés sur le bassin Loire-Bretagne et l'Agence de l'eau se voit dans l'incapacité d'honorer la demande agricole au cours du VIIIème programme d'intervention et se trouve déjà contrainte de réduire les aides accordées dans le domaine de l'assainissement"*.

Aussi, dans le cadre d'une approche coût-efficacité, la détermination des coûts d'une politique à partir de l'enveloppe budgétaire est donc à la fois pratique, mais discutable et restrictif.

D'autre part, si aujourd'hui tout le monde s'accorde pour reconnaître que les politiques agri-environnementales doivent être "les plus efficaces 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. Les décisions des pouvoirs publics pour la mise en place de telles politiques sont généralement soumises à des discussions et des négociations avec différents groupes d'acteurs (Profession agricole, associations de défense de la nature, scientifiques, etc...).

Ces discussions mettent, notamment, en évidence l'existence de divergences sur le choix des modalités d'application des politiques agri-environnementales, qui ne vont pas toujours (et ne peuvent, sans doute pas, aller) dans le sens d'une optimisation de l'efficacité économique des politiques.

Par exemple, l'application du principe *"non pollueur, non payeur"* dans le cadre du PMPOA résulte d'un processus de négociations entre la Profession

³ Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole.

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

agricole et l'Etat, alors que les 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 F. et Al. , 1991).

D'une manière générale, les débats portent sur bien d'autres modalités d'application des politiques publiques, comme la localisation des actions à mettre en œuvre, la prise en compte de spécificités locales (productives et écologiques), le plafonnement des aides financières octroyées, ou encore dernièrement à travers le PMPOA, les critères d'éligibilité des exploitations agricoles.

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 paramètre déterminant du coût-efficacité des politiques agri-environnementales. En effet, la mise en place du PMPOA a permis de mettre en évidence, à travers les revendications de différents groupes d'opinion, l'importance de la question du choix des critères d'éligibilité des exploitations agricoles dans une politique de protection de l'environnement, mais aussi les difficultés engendrées par l'absence de référents, aussi bien au niveau des coûts à mettre en œuvre que de l'efficacité à atteindre. Le rapport d'évaluation du PMPOA rédigé en juillet 1999⁴ souligne en effet, l'inadéquation des critères d'éligibilité des exploitations agricoles, dans la première phase d'application du PMPOA : l'intégration des plus grosses exploitations agricoles⁵ avait été initialement décidée ; le postulat ayant été fait que l'efficacité de la politique serait maximale si l'on intégrait les exploitations les plus polluantes. Or, au cours de la révision du PMPOA⁶, ce postulat a été remis en question par divers groupes de discussion.

Les syndicats agricoles ont mis l'accent sur l'importance de l'équité des traitements et ont revendiqué l'intégration de l'ensemble des exploitations, y

⁴ Par l'Inspection Générale des Finances, le Conseil Général du Génie Rural des Eaux et Forêts et le Comité Permanent de Coordination des Inspections.

⁵ dont la taille du troupeau était supérieure à 70 UGB.

⁶ 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.

compris les plus petites. Les associations de défense de la nature ont, elles, souligné les effets pervers d'une concentration des efforts de dépollution sur les plus grosses exploitations ; celles-ci étant dispersées géographiquement, cela revenait à diluer les effets bénéfiques de la politique sur l'environnement. Ces débats ont finalement permis d'aboutir à la création de "*zones prioritaires d'action PMPOA*"⁷, et d'étendre le programme à toutes les exploitations présentes à l'intérieur de celles-ci. Mais si cette décision devait permettre d'améliorer l'efficacité physique de la politique, elle a posé le problème de la maîtrise des coûts. Aussi, la contrainte budgétaire des bailleurs de fonds a poussé les décideurs à trancher cette question en décidant de la 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.

Dans ce contexte, il convient de souligner que l'absence de référents dans ces débats sur les coûts à mettre en œuvre ou l'efficacité à atteindre, donne une légitimité supplémentaire aux revendications de chaque groupe d'opinion. A ce titre, les débats déjà existants sur les modalités d'application des politiques d'environnement, et notamment sur le choix de la population éligible, devraient se poursuivre.

La démarche que nous proposons de développer vise à construire un cadre de réflexion pour les 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 donc pas une évaluation du PMPOA, mais propose à partir des données⁸ 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, puis de mesurer leur impact sur le coût-efficacité des politiques.

⁷ 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.

⁸ Disponibles pour la région Aquitaine.

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

La justification de notre démarche passe, au préalable, par une réflexion théorique (partie 1) sur la nature des pollutions agricoles et les apports de la théorie économique mobilisables dans ce domaine ; la spécificité de la relation agriculture-environnement et l'existence de contraintes propres au secteur agricole (nature diffuse des pollutions et asymétrie d'information sur les pratiques agricoles) validant l'intérêt d'une approche coût-efficacité, plus que coût-bénéfice des politiques agri-environnementales.

Pour la construction de référents concernant le coût et l'efficacité des politiques (partie 2), nous nous sommes appuyée à la fois, sur le cadre de réflexion développé et le traitement statistique des données relatives au PMPOA en région Aquitaine.

Dans une seconde phase, la formalisation des écritures de l'efficacité et des coûts de dépollution permet de construire les trois programmes d'optimisation relatifs aux scénarios retenus : le premier scénario opte pour l'éligibilité de toutes les exploitations agricoles et repose sur un critère d'équité des traitements ; le second scénario propose d'intégrer les exploitations les plus coût-efficaces de la population et correspond à une recherche d'efficacité économique ; enfin, le troisième scénario vise à tenir compte de la distance entre les exploitations agricoles et repose plus sur un critère d'efficacité physique.

Les résultats des simulations sont à la fois présentés sous l'angle de la minimisation des coûts sous contrainte d'un objectif environnemental, et de la maximisation de l'efficacité environnementale, sous contrainte budgétaire (partie 3).

Cette confrontation permet notamment de montrer que, sous certaines conditions, ces deux approches ne conduisent pas toujours à des résultats équivalents.

Enfin, la construction des courbes optimales de coût-efficacité⁹ permet de mesurer en tout point les différences obtenues entre chaque scénario, et de déterminer ainsi la perte en bien-être social.

Parallèlement, les résultats conduisent à mettre en évidence l'existence de solutions communes, ouvrant la voie à une réflexion sur des critères plus

⁹ quels que soient le budget alloué ou l'efficacité à atteindre.

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

larges que les seuls coûts et efficacités (comme la répartition des exploitations sur le territoire, les types d'élevages intégrables, le coût de contrôle, etc...).

1ERE PARTIE

POLLUTIONS AGRICOLES ET POLITIQUES PUBLIQUES

INTRODUCTION DE LA 1^{ERE} PARTIE

Le développement des problèmes de pollutions a fait émerger une demande sociale forte en faveur de la protection de l'environnement, qui s'est concrétisée par la mise en place de politiques publiques d'environnement. Or, dans le domaine agricole, si la gestion des problèmes de pollutions génère avec certitude des coûts pour la collectivité, les bénéfices associés aux politiques mises en place sont difficilement mesurables. En effet, cette situation est liée à l'existence d'un certain nombre de caractéristiques propres au problème des pollutions d'origine agricole, qui rendent complexe la mesure économique des bénéfices associés à ces politiques.

Le chapitre 1 permet de replacer ces réflexions dans un cadre théorique et vise à montrer en quoi une approche coût-efficacité est finalement plus pertinente qu'une approche coût-bénéfice, pour l'évaluation des politiques agri-environnementales. Nous verrons notamment, en quoi le statut particulier de l'agriculture en sa qualité d'émetteur-récepteur d'externalités, la nature diffuse de certaines pollutions et les problèmes d'asymétrie d'information sur les pratiques agricoles, représentent un frein à l'internalisation des coûts externes associés aux pollutions émises¹⁰, via les instruments économiques classiquement utilisés (taxe, norme, permis de droit, etc....).

Dans le chapitre 2, nous proposons de faire l'état des lieux des différentes politiques agri-environnementales mises en place sur le territoire Français. L'objet de ce chapitre est de montrer que les incertitudes concernant les pratiques agricoles et l'identification des sources de pollution, ainsi que l'existence de contraintes budgétaires, conduisent finalement à mettre en place des politiques agri-environnementales dont les modalités d'application varient chaque fois.

¹⁰ Et donc réciproquement, à l'estimation des bénéfices sociaux associés aux politiques d'environnement.

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

Alors que les premières mesures agri-environnementales proposaient d'indemniser le manque à gagner généré par l'application de pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, l'application du PMPOA prévoit le financement de travaux de mise aux normes des exploitations d'élevage, afin de limiter l'émission des pollutions azotées animales. En d'autres termes, on est passé d'une politique d'indemnisation à une politique de subvention de l'équipement de dépollution. En ce sens, la mise en place du PMPOA représente une approche nouvelle de la gestion des pollutions d'origine agricole.

Son application s'est pourtant heurtée à un certain nombre de critiques, face au dépassement des coûts prévisionnels et à une efficacité discutable. La rédaction du rapport d'évaluation du PMPOA¹¹ en juillet 1999, a permis de faire émerger les revendications de différents groupes d'opinion, pour contenir la flambée des coûts et améliorer l'efficacité physique de la politique. Or, a posteriori, la confrontation de ces revendications a conduit à mettre en évidence que les critères d'éligibilité des exploitations agricoles constituaient un paramètre majeur du coût-efficacité de la politique elle-même.

Ces éléments de discussion se sont trouvés au centre de notre problématique. La démarche que nous avons choisie de mettre en place (chapitre 3) propose de retranscrire les revendications énoncées sous la forme de scénarios, afin de vérifier dans quelle mesure les critères d'éligibilité des exploitations influent sur le coût-efficacité des politiques d'environnement. Notre réflexion dépasse le cadre du PMPOA et peut être appliquée chaque fois que la mise en place d'une politique d'environnement nécessite au préalable, d'effectuer un choix sur la population éligible.

¹¹ par l'Inspection Générale des Finances, le Conseil Général du Génie Rural des Eaux et Forêts et le Comité Permanent de Coordination des Inspections

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

CHAPITRE I

Pollutions agricoles et externalités

Dans ce chapitre, nous proposons d'exposer en premier lieu les spécificités de la relation agriculture-environnement, qui vont permettre de comprendre en quoi la régulation des pollutions d'origine agricole représente une démarche complexe et encore discutée.

Nous abordons par la suite, les principales réflexions développées par la théorie économique pour internaliser (ou prendre en compte) les coûts sociaux générés par l'émission de pollutions. Au delà des apports théoriques, nous verrons que la mise en place d'outils économiques, destinés à restaurer l'optimum social, se heurte à de nombreux problèmes théoriques et pratiques, notamment en cas d'asymétrie d'information.

Dans ce contexte, certains proposent la mise en place de solutions dites de "moindre mal", ne permettant pas de restaurer l'optimum, mais à même de réduire les pertes sociales générées par l'émission de pollutions. C'est ce que nous exposons dans la troisième partie du chapitre, à partir de la présentation des approches coût-bénéfice et coût-efficacité.

1.1 Spécificité de la relation agriculture – environnement

1.1.1. Le lien particulier entre agriculture et environnement

"La confrontation entre agriculture et environnement apparaît d'abord comme un conflit de représentations et d'usages entre différentes catégories sociales, dont les modalités de gestion en sont le reflet" (Bodiguel M., 1990).

1.1.1.1. Le statut particulier de l'agriculture

Le statut particulier de l'agriculture par rapport aux autres secteurs d'activités tient à ce que l'agriculture se définit en même temps comme *"exploitation organisée de ressources naturelles et d'êtres vivants, et activité productive indispensable à l'humanité"* (Bodiguel M., 1990). L'agriculture est donc une activité productive en prise directe avec les ressources naturelles. En effet, les activités agricoles peuvent modifier la qualité environnementale d'un site, et réciproquement, peuvent être à leur tour directement affectées par la variation de la qualité des ressources naturelles. Ce rôle à la fois d'émetteur et de récepteur de qualité environnementale est propre à tous les secteurs liés à l'exploitation des ressources naturelles, dont l'agriculture fait partie.

La particularité du secteur agricole tient à ce que les biens produits tout comme les facteurs de production environnementaux sont biologiques. Ils sont donc susceptibles de réagir à une modification de la qualité de l'environnement. Cela peut notamment générer des rendements d'échelle décroissants. Par exemple, la teneur en phosphate est un paramètre essentiel de la production de biomasse. L'apport d'engrais va permettre d'augmenter la production de biomasse jusqu'à un certain seuil, nommé seuil de toxicité. Au delà de ce seuil, la croissance du rendement n'est plus proportionnelle à l'apport en engrais car l'environnement est saturé. Les apports excédentaires finissent alors par avoir des effets toxiques sur l'environnement et à avoir des effets sur la production, inverses à ceux escomptés.

Ce point est un argument majeur pour justifier des interventions de régulation particulières, qui ne peuvent pas toujours s'apparenter à celles employées pour réduire les pollutions d'origine industrielle.

Pour le secteur industriel, quand les ressources naturelles ne sont pas utilisées comme facteur de production, celui-ci n'est qu'émetteur. En d'autres termes, les activités productives peuvent avoir un impact sur l'environnement, mais les biens produits ne sont pas eux-mêmes affectés par une variation de la qualité et/ou de la quantité des ressources naturelles. Dans ce cas, les interventions régulatrices qui visent à limiter les pollutions émises (taxes ou

subventions), agissent théoriquement sur l'innovation technologique de l'entreprise, afin de limiter les dégradations occasionnées.

Quand un secteur d'activité est à la fois émetteur et récepteur, comme l'agriculture, les implications liées à l'emploi des mêmes outils économiques sont différentes. En effet, les agriculteurs vont s'acquitter une première fois du règlement des dégradations occasionnées (par l'intermédiaire d'une taxe sur les pollutions par exemple), mais vont en même temps subir une baisse de productivité et donc de revenu, suite à la dégradation d'un des facteurs de production. En effet, la réduction des dégradations liée à l'innovation technique n'est pas immédiate ; pour les pollutions des nappes phréatiques souterraines, il existe des délais de transferts pouvant aller jusqu'à quelques dizaines d'années.

La prise en compte des dégradations est alors plus coûteuse pour l'agriculteur, si les règles de calcul de la taxe reposent sur les mêmes principes théoriques qui égalisent taux de taxe et coût marginal de dépollution. Le raisonnement est similaire avec la mise en place de subventions à l'investissement, qui visent à financer une partie de l'équipement nécessaire à la dépollution, mais demandent une participation financière du bénéficiaire de la subvention.

A ce titre, l'emploi des mêmes modalités d'application des instruments de régulation dans le secteur agricole devrait générer des problèmes d'acceptabilité des politiques et d'aléa moral plus importants.

C'est pourquoi, la prise en compte du statut particulier du secteur agricole vis à vis de l'environnement, doit permettre de réfléchir à de nouvelles modalités de régulation des pollutions d'origine agricole et d'adapter les outils économiques déjà existants.

1.1.1.2. Les émissions de l'agriculture : problèmes de pollution et biens d'environnement

Comme nous l'avons préalablement souligné, l'agriculture est à la fois réceptrice et émettrice de la qualité environnementale. En ce qui concerne les émissions, il est établi que la pratique de l'agriculture peut, selon les cas,

générer des dégradations ou des améliorations de la qualité de l'environnement. Les dégradations sont le plus souvent liées à des problèmes de pollutions agricoles, alors que les services que l'agriculture rend à l'environnement sont essentiellement associés à ses activités d'entretien du territoire.

Les pollutions d'origine agricole proviennent souvent d'un excès de fertilisants (nitrates, phosphates ou potasses) et/ou de produits phytopharmaceutiques (insecticides, fongicides, herbicides, etc...) ; plus généralement, elles proviennent de l'inadéquation de certaines pratiques agricoles, trop intensives ou inadaptées aux conditions pédo-climatiques des zones cultivées (pouvant être à l'origine de problèmes d'érosion des sols, ou d'appauvrissement des terres cultivables, par exemple).

D'une manière générale, les dégradations occasionnées sont à l'origine d'effets variables qui, selon les cas touchent à la santé des individus, à la modification de la valeur récréative de sites, à la conservation de la biodiversité, à la variation de la productivité des facteurs de production agricole, etc...

Tableau 1 : Exemples d'effets négatifs produits par l'agriculture

Pratiques agricoles	Effets directs	Effets induits
Non respect des doses et délais homologués des traitements phytopharmaceutiques	Résidus sur cultures dépassant les normes	Santé des individus
Pratiques intensives de la fertilisation des cultures	Contamination des eaux souterraines et de surface, eutrophisation des eaux de surface (nitrates, phosphates)	Santé population, baisse qualité des ressources aquatiques, pertes de valeur récréative des sites
Elevage intensif, pulvérisation des cultures	Pollution atmosphérique	Désertification des zones affectées
Concentration des exploitations, monoculture, suppression des haies, etc...	Dégradations des paysages et de l'habitat des espèces sauvages	Désertification, pertes de la valeur récréative et touristique des sites
Suppression des cultures intermédiaires	Tassement ou érosion des sols	Pertes de productivité agricole, baisse de la qualité des ressources en eau

Source : d'après l'OCDE¹² 1989, complété par C. Sérès.

¹² Organisation de Coopération et de Développement Economiques.

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

Il est important de souligner que les effets négatifs de l'agriculture sur l'environnement ne sont pas toujours liés à de mauvaises pratiques agricoles, au sens d'un non respect des normes établies. Certains effets, comme la diminution ou le morcellement des biotopes, sont plus liés au fait que la pratique de l'agriculture en soi modifie un équilibre naturel initial.

Les services rendus par l'agriculture sont intrinsèques aux activités productives, et sont de nature très variable. L'identification de ces services fait encore l'objet de discussions (notamment à travers l'application des contrats territoriaux d'exploitation), mais l'on peut citer certains d'entre eux, tels que la tenue des sols ou la limitation de l'effet de serre par le maintien d'un couvert végétal, le maintien de fertilité des sols, l'entretien des paysages (tableau 2).

Tableau 2 : Exemples d'effets positifs produits par l'agriculture sur l'environnement

Origine de l'effet	Effets directs
Mise en cultures des terres	Ouverture des paysages, limitation de l'effet de serre par le maintien d'une couverture au sol, maintien de la fertilité et de la tenue des sols
Entretien des haies	Qualité esthétique et conservation des habitats des espèces sauvages
Agro-tourisme	Accroît valeur des terres agricoles et environnantes
Epandage de boues d'épuration	Recyclage des déchets d'origine animale et humaine
Drainage des sols	Assainissement des terres

Source : d'après l'OCDE, 1989, complété par C.Sérés.

Enfin, certaines pratiques agricoles ont des effets variables sur l'environnement. En effet, une même pratique peut avoir dans certains cas un effet positif sur la qualité de l'environnement, et négatif dans d'autres cas. Par exemple, le drainage d'un sol favorise initialement l'assainissement des terres ; il peut aussi favoriser la pollution de l'eau en facilitant le transport des éléments nutritifs en excès (nitrates, phosphates, etc...). L'irrigation bien maîtrisée permet le bon développement des cultures. Mal positionnée,

l'irrigation peut accentuer le lessivage des fertilisants et accroître les problèmes de pollution des nappes d'eau souterraines et/ou superficielles.

La grande variabilité des effets de l'agriculture sur l'environnement ainsi que l'identification parfois difficile de ces effets rendent le diagnostic et l'intervention extérieure (mise en place de politiques "régulatrices") délicats. En effet, l'appréciation des effets produits par l'agriculture dépend souvent d'une notion d'arbitraire, et surtout de la qualité de l'information disponible. Ce manque d'information est en définitive à double sens dans la mesure où "*les offreurs (les agriculteurs) ne sont pas conscients de leurs offres potentielles pour la protection de l'environnement et réciproquement pour les demandeurs*" (Montgolfier, 1992).

1.1.2. Pollution azotée : différenciation de l'élevage et des cultures

Les sources de pollutions agricoles se caractérisent par la nature des pollutions émises, le nombre d'agents impliqués mais aussi par leur mode de diffusion dans le milieu naturel. Ce dernier critère permet notamment de distinguer les pollutions dites ponctuelles des pollutions diffuses. Généralement, les pollutions ponctuelles sont associées aux productions animales, et plus précisément aux pollutions émises à la sortie des bâtiments d'élevage. Les pollutions diffuses sont, elles, souvent associées aux cultures, mais également aux pratiques d'épandage des effluents produits par les élevages.

1.1.2.1. Les pollutions diffuses liées aux productions végétales

Les pratiques de fertilisation et de traitements phytopharmaceutiques associées aux cultures peuvent être sources de pollutions diverses. Par exemple, la fertilisation des cultures avant des pluies abondantes ou encore l'application d'un nombre trop important de traitements fongiques peuvent être à l'origine de la pollution des sols et des nappes d'eau souterraines. En

fonction de la structure des couches superficielles des parcelles cultivées, des caractéristiques du profil pédologique du sol, de la climatologie locale, etc..., une même pratique n'aura pourtant pas une incidence identique sur la variation de la qualité environnementale. Ces paramètres vont, en effet, modifier l'importance des dommages, d'un point de vue de l'étendue géographique des dégâts et de la concentration physico-chimique des polluants dans une ressource naturelle. Cette variabilité des effets est difficilement anticipable car les paramètres sont trop nombreux et qu'il serait trop coûteux de disposer d'une information individualisée.

Par définition, une pollution dite diffuse ne permet pas d'identifier la source de pollution : *"Par rapport aux pollutions d'origine industrielle, où l'on a une source clairement identifiée produisant des dommages directement liés aux processus de production, les pollutions agricoles ont un caractère diffus"* (Bonnieux et Rainelli, 1988). Il est par conséquent, impossible de mesurer la part des pollutions individuelles qui contribue à la pollution totale observée : *"a non point -pollution- exists whenever the -pollution- contributions of individual economic agents cannot be practically measured by direct monitoring"* (Griffin et Bromley, 1982).

Ramenée à un raisonnement spatial, la pollution diffuse se différencie de la pollution ponctuelle par la taille de la surface qu'elle concerne ; en fonction de la superficie affectée par la pollution, il sera ou non permis d'identifier le lien entre la pollution d'une ressource et la source de pollution. C'est ce que souligne J. Theys (juin 1990), en parlant de l'éloignement physique de la *"source"* et du *"puits"*, qu'il considère comme critère pertinent pour distinguer différents niveaux de problèmes d'environnement.

1.1.2.2. Les problèmes de pollutions diffuses et ponctuelles issues des productions animales

Les problèmes de pollutions associés aux productions animales concernent aussi bien les pollutions ponctuelles que diffuses.

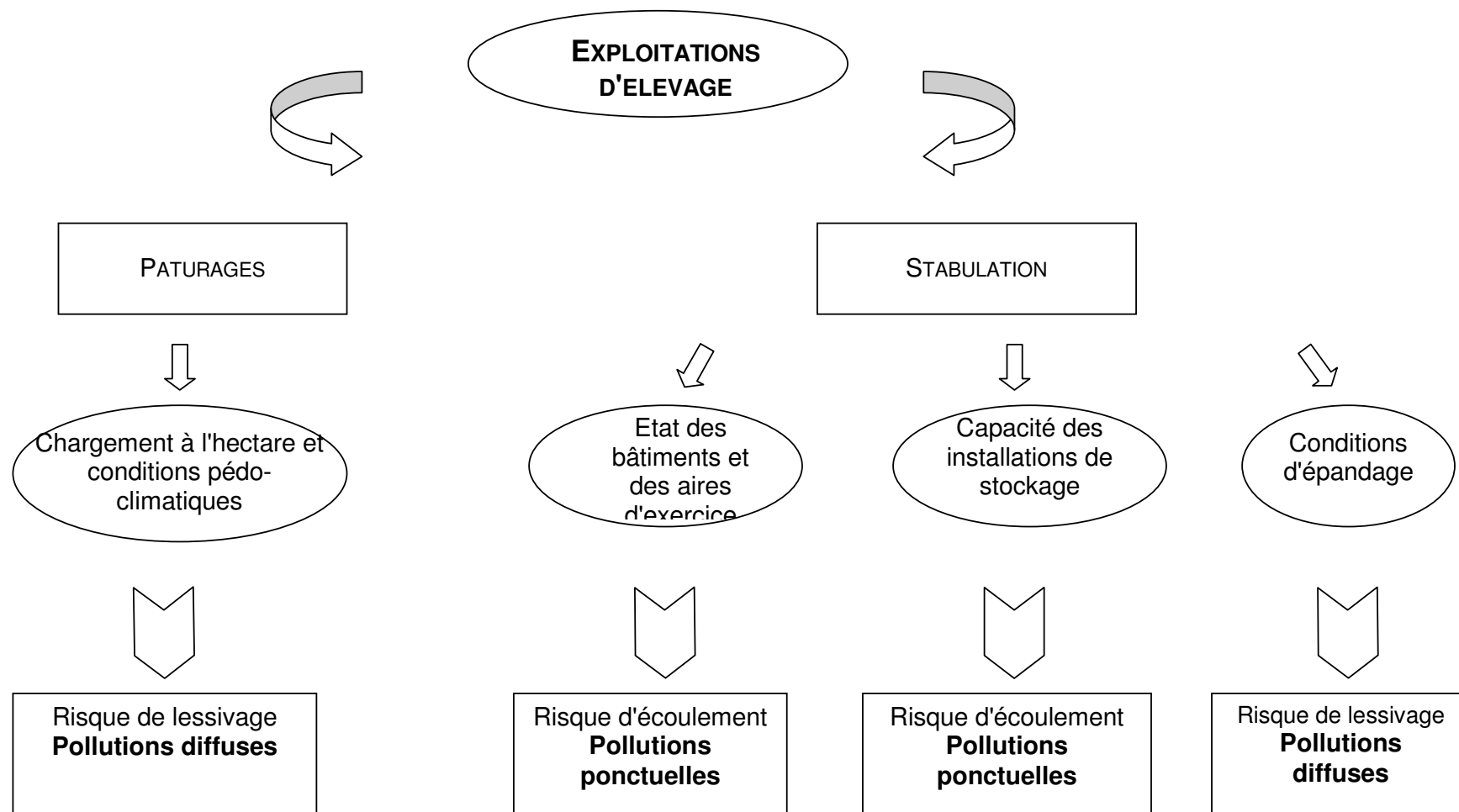
Plus précisément, les pollutions ponctuelles proviennent des rejets à la sortie des bâtiments d'élevage et des installations de stockage des déjections animales, alors que les pollutions diffuses sont associées aux pratiques d'épandage des effluents animaux et au bétail pâturant (voir figure 1).

Les pollutions ne sont pas systématiques mais sont liées à l'existence de facteurs "favorables": les pollutions ponctuelles à la sortie des bâtiments d'élevage sont liées, tout au moins en partie, à l'état de ces bâtiments (fissures des aires bétonnées, mauvaise étanchéité favorisant l'écoulement des déjections, etc...). Au niveau des ouvrages de stockages, les paramètres favorisant les pollutions ponctuelles peuvent être, par exemple, liés à une insuffisante capacité de stockage, à l'absence de couverture de ces ouvrages, à l'écoulement des eaux pluviales vers ces dispositifs de stockage, etc....

Contrairement aux pollutions dites diffuses, les pollutions ponctuelles ont lieu sur des surfaces plus réduites. La source de pollution est dans ce cas identifiable car elle a lieu sur une surface que l'on peut considérer comme homogène. Fondamentalement, la différence entre les deux formes de pollutions est associée à l'homogénéité du support récepteur de la pollution ; homogénéité qui permet d'associer et de mesurer directement les dommages occasionnés. L'autre caractéristique (souvent implicite dans la littérature), est que les pollutions ponctuelles concernent presque toujours des pollutions "superficielles" (nappes d'eau et sols), dans le sens où la pollution souterraine est généralement le produit de diverses sources d'émission (ponctuelles et diffuses). Dans ce cas alors, il n'est plus permis de distinguer les dommages issus des sources ponctuelles et diffuses.

Il est donc important de dissocier l'émission polluante - définie par Bel, Lacroix et Mollard (1998) comme "*le flux initial de pollution avant transfert, supposé être à l'origine de la pollution ambiante...*" - qui peut être ponctuelle ou diffuse, de la pollution ambiante elle-même. La pollution définie comme ponctuelle proviendra toujours d'une émission polluante ponctuelle, alors qu'une pollution diffuse peut être le produit de sources d'émission identifiables (ponctuelles) et non identifiables (diffuses).

Figure 1 : Les sources de pollutions diffuses et ponctuelles associées aux productions animales



1.1.3. Nature des pollutions agricoles et modes d'intervention

1.1.3.1. Le cas complexe des pollutions diffuses

Comme nous l'avons préalablement établi, les pollutions diffuses sont des pollutions pour lesquelles il n'est pas possible d'identifier les sources de pollution. En d'autres termes, il n'est pas possible d'établir un lien entre l'émission polluante et la pollution ambiante. Il est par conséquent impossible d'estimer la pollution émise par chaque source de pollution, à partir de la mesure de la pollution du milieu.

La construction de modèles hydro-géologiques pour simuler le devenir d'un polluant depuis la couche superficielle du sol jusqu'aux nappes d'eau souterraines ou aux cours d'eau représente un apport non négligeable à la compréhension des mécanismes complexes existants. Par contre, leur mise en place est coûteuse en information et est en partie subordonnée aux choix d'une zone d'étude relativement homogène et réduite (zone de cultures, bassin versant...). En outre, la difficulté majeure est que les paramètres des modèles construits ne sont pas directement transposables à un autre site d'étude. De ce fait, les pouvoirs publics ne disposent généralement pas de l'aide de tels modèles pour la mise en place de programmes de réduction des pollutions diffuses à grande échelle ; les actions menées par les pouvoirs publics dans ce domaine ont alors plus souvent un objectif de dépollution global, difficilement quantifiable. Ces actions sont mises en place à travers des programmes agri-environnementaux (comme les mesures agri-environnementales), et reposent soit sur la réduction des intrants (diminution des intrants azotés, conversion à l'agriculture biologique, etc...), soit sur une modification de la conduite de l'exploitation (conversion des terres arables en herbages extensifs, diminution de la charge du cheptel par agrandissement de la surface fourragère principale, etc...).

Or, certains ont montré que la localisation des exploitations les unes par rapport aux autres et aux points de captage en eau constitue un paramètre déterminant de l'efficacité la politique. En effet, *"le rôle particulier de la localisation dans le domaine des pollutions diffuses signifie que l'on ne peut*

pas traiter tous les pollueurs de la même manière quand on se place dans une perspective d'optimum, mais aussi d'équité. On ouvre ainsi la porte à des traitements différenciés ou à un ciblage sur des zones particulièrement vulnérables" (Rainelli, Vermesch, 1997).

La mise en place d'opérations zonales, regroupant plusieurs exploitations, répond plus à cette nécessité de globaliser les actions et est sans doute plus appropriée au caractère diffus des pollutions agricoles.

Selon Bromley D.W. (1996), une manière plus optimale pour limiter les problèmes de pollutions diffuses serait de responsabiliser les agriculteurs eux-mêmes par rapport à leurs émissions polluantes. Des associations de producteurs pourraient alors être formées avec pour objectif de rendre les agriculteurs collectivement responsables de la qualité de l'eau. *"This then forces the individual members of the group to monitor each other's behavior, and to assess miscreants accordingly"* (Bystrom and Bromley 1996).

Cependant, la condition *sine qua non* reste l'adhésion des agriculteurs, qui d'après Bodiguel (1990), est plus que dans toutes les autres branches d'activités, nécessaire à la réussite de la modification des pratiques agricoles mais aussi de l'application des réglementations.

1.1.3.2. Démarche analogue au secteur industriel pour les pollutions ponctuelles

Les pollutions ponctuelles d'origine agricole sont dans la littérature traitées de manière analogue aux pollutions d'origine industrielle. Au niveau juridique, les pollutions ponctuelles issues de l'élevage ont été réglementées par des textes de loi écrits initialement pour le secteur industriel, notamment à travers la loi sur les installations classées pour la protection de l'environnement (loi n°76-663 du 19 juillet 1976). L'application de cette loi aux élevages bovins s'est faite seize années plus tard, en 1992.

Le fait que l'on puisse dans ce cas identifier la source de pollution, et établir le lien entre l'émission polluante et la pollution ambiante, simplifie grandement les problèmes posés. Comme le souligne Meade (1952), pour les pollutions

ponctuelles, l'intervention va porter prioritairement sur les intrants utilisés ; le lien avec le niveau de pollution est en effet plus apparent que dans le cadre des pollutions diffuses.

1.2. Valeur économique des dégradations de ressources naturelles

Du point de vue de l'économie, la pollution est un phénomène hors marché ; sans intervention de l'Etat, le coût lié aux dégradations occasionnées n'est pas pris en compte dans l'économie. En ce sens, on parle d'externalités (ou effets externes). Il en résulte un coût social supporté selon les cas, soit par un nombre restreint d'individus (pollution ponctuelle d'un cours d'eau), soit par l'ensemble de la collectivité (pollution de l'air).

Nous proposons dans cette partie, de montrer les implications liées à l'existence d'externalités, en terme de coût social, mais aussi de droit (reconnaissance des droits d'usage de l'environnement). Dans un second temps, nous présentons les principaux outils de régulation proposés par la théorie économique, à même de restaurer l'optimum social. La construction de ces instruments permet de comprendre, au moins théoriquement, comment les coûts externes associés aux pollutions peuvent être pris en compte (ou internaliser) dans l'économie. Or, dans la pratique, cette internalisation se heurte à un certain nombre de problèmes théoriques et pratiques.

1.2.1. Les effets externes d'environnement ou externalités

1.2.1.1. Définition d'un effet externe

Il est tout d'abord important de dissocier les externalités pécuniaires des externalités technologiques. Viner (1931) est le premier à effectuer la distinction entre les deux formes d'externalités. L'externalité pécuniaire est en définitive une externalité "*marchandisée*" (Vermesch, 1996), c'est à dire intégrée à une dynamique de marché. Concrètement, ce sont les économies

marshalliennes internes (comme par exemple, les rendements d'échelle locaux croissants) et externes à une firme (comme par exemple, l'installation d'entreprises subsidiaires aux alentours d'une firme).

Les externalités technologiques sont celles pour lesquelles s'est opéré un consensus, dont la définition est donnée dans différents ouvrages : un effet externe (ou externalité) est généré quand "*les décisions de production ou de consommation d'un agent affectent directement la satisfaction ou le profit d'autres agents, sans que le marché évalue et fasse payer ou rétribue l'agent pour cette interaction*" (Picard, 1994). On parle aussi d'économie (ou de "déséconomie") externe de production ou de consommation quand l'action d'un individu est bénéfique (ou nuit) à d'autres agents, sans que ceux-ci ne paient les avantages procurés (ou ne soient indemnisés pour les dommages subis).

La notion "d'externe" est relative au marché ; ce dernier étant l'objet central du raisonnement. La notion d'externalité renvoie également à la notion d'inintentionnel, d'effets non voulus (Hirschman A., 1964), mais aussi de service indirect, introduite préalablement en économie forestière par Lafosse H. (1902), pour signifier l'idée d'un bien collectif produit conjointement à un bien marchand.

Dans le domaine agricole, les externalités pécuniaires ont lieu quand il existe des rendements d'échelle locaux croissants ou encore quand il existe la possibilité d'approvisionnement en intrants à moindre coût. "*Utilisées ou délaissées selon les cas, elles ont, de ce fait, façonné la croissance agricole française et européenne au travers notamment d'une concentration et d'une spécialisation des exploitations agricoles, accompagnées d'une industrialisation en amont et en aval du secteur*" (Bonnieux et Rainelli, 1988).

Les externalités technologiques agricoles sont celles qui "*affectent positivement ou négativement d'autres secteurs productifs ou les fonctions d'utilité des consommateurs*" (Vermesch, 1996). Les divers problèmes de pollution agricole, les nuisances olfactives ou la dégradation de certains paysages, etc... sont définis comme des externalités technologiques négatives.

D'un autre côté, l'ensemble des biens d'environnement produits par l'agriculture correspondent à des externalités technologiques positives. Pour des raisons de simplification, les termes "d'externalité" ou "d'effet externe" utilisés par la suite se réfèrent aux externalités technologiques.

1.2.1.2. Conséquences de l'existence des externalités

En cas d'externalité, le système de prix du marché ne guide plus les agents vers des décisions socialement optimales, puisque l'existence d'externalités génère diverses formes d'inefficacités dans l'organisation des activités de production ou de consommation. Dans ce cas, les coûts et avantages privés diffèrent des coûts et avantages sociaux de la collectivité, et ne permettent plus d'atteindre l'optimum dans l'allocation des ressources. En d'autres termes, la valeur économique des externalités se mesure par l'écart entre le coût privé (ou le bénéfice privé) et le coût social (ou le bénéfice social). Théoriquement, l'internalisation des effets externes, c'est à dire leur prise en compte dans les mécanismes de marché, apparaît donc comme le seul moyen de rétablir l'équilibre entre le coût social et le coût privé, et d'assurer une allocation socialement optimale des ressources d'environnement. Toujours théoriquement, cette prise en compte peut être réalisée par l'apposition adéquate d'un instrument économique (taxe, subvention, marché de droit, etc...), afin que le véritable coût social lié aux dégradations provoquées soit acquitté. L'idée principale est que ces instruments vont constituer des signaux appropriés, de telle manière que les agents pollueurs vont préférer mettre en place une épuration de leurs pollutions, dont le coût marginal sera égal à celui d'une taxe par exemple.

Or, l'internalisation des externalités n'est pas toujours aisée du fait de l'existence d'un certain nombre de problèmes théoriques et pratiques. Il convient de noter que l'existence d'externalités provoque des problèmes de non-convexité, lesquels ne permettent plus de garantir l'unicité de la solution optimale. En effet, si des secteurs de production sont affectés par une externalité négative produite par une seule firme, alors l'ensemble des

possibilités de production devient non-convexe ; il n'existe plus un optimum unique mais plusieurs optima. "*Cette observation amène la conclusion qu'on ne peut pas se fier aux prix pour donner le signal correct*" (Bürgenmeier B. et Al., 1997 : 47). Les solutions recherchées ne peuvent plus être des solutions de premier rang, mais des solutions de "moindre mal" ; la solution de "moindre mal" étant généralement déterminée par un choix collectif.

Par ailleurs, quand de très nombreux acteurs sont en jeu, les théorèmes sur la réalisation d'un optimum par internalisation des externalités ne fonctionnent plus car il existe, dans ce cas, des coûts de transactions importants. L'enjeu d'une optimisation dans ce cas est plutôt de coordonner les comportements de ces agents et des différents usages d'une ressource (Commissariat Général au Plan, 1991).

Enfin, d'autres paramètres peuvent gêner le processus d'internalisation des externalités. Dans le domaine agricole, la nature diffuse de certaines pollutions et les problèmes d'asymétrie de l'information, empêche le législateur de connaître les quantités de pollutions émises individuellement. Selon Rainelli et Vermesch (1997), le caractère diffus de certaines pollutions agricoles fait que l'internalisation des coûts externes des dommages provoqués est difficile à réaliser. Par conséquent, la fonction de dommage marginal liée aux dégradations agricoles n'est donc pas directement déductible.

1.2.1.3. Externalités et droits de propriété

Sur un plan juridique, les externalités produites par l'agriculture ne sont pas abordées de manière homogène : dans certains cas, la reconnaissance des droits d'usage de l'environnement n'est pas accordée aux agriculteurs, dans d'autres si¹³.

Le premier cas concerne le cas où l'agriculteur pollue par faute (Bodiguel, 1990), c'est à dire, par exemple, lorsqu'il ne respecte pas les règles de voisinage, l'utilisation de produits phytosanitaires (délais et doses),

¹³ Même si cette reconnaissance est généralement plus implicite qu'explicite.

l'aménagement des bâtiments, etc... Dans ce cas, la responsabilité juridique de l'agriculteur est engagée. Dans la mesure où le code civil prévoit un cadre et des sanctions à l'égard des dommages provoqués, les droits d'usage de l'environnement ne sont pas attribués aux agriculteurs.

Le second cas concerne des dommages occasionnés à l'environnement suite à des pratiques non homologuées mais admises par la profession agricole (surfertilisation des cultures, mélange de matières actives lors des traitements phytosanitaires, etc...). Dans ce cas, le vide juridique concernant ces points revient à accorder implicitement aux agriculteurs un droit de propriété notamment sur la fonction épuratrice des sols.

Cette répartition initiale des droits associés aux externalités révèle *"un caractère plutôt implicite et aujourd'hui contesté par d'autres agents économiques, dès lors que les nuisances d'origine agricole se font plus pesantes d'un point de vue sociale"* (Vermesch D., 1996).

En d'autres termes, tant qu'il n'y a pas intervention des pouvoirs publics pour réguler ces pollutions (à travers un aménagement des réglementations par exemple) les droits à polluer sont implicitement attribués aux agriculteurs. Par conséquent, *"l'apparition d'externalités environnementales peut être envisagée comme la conséquence de l'inexistence de droits de propriétés explicites sur l'environnement"* (Assouline M., Lemiale L., 1998 : 25).

La mise en place de divers instruments économiques n'est pas neutre en terme de reconnaissance des droits initiaux à polluer. Par exemple, l'application d'une taxe ne contribue pas à reconnaître ces droits initiaux sur la fonction épuratrice des sols, mais participent à une réduction des droits à polluer des agriculteurs.

A l'opposé, et selon D. Vermesch (1996), le versement de primes compensatrices ou de subventions à l'investissement peut s'interpréter comme le rachat par la société de la fonction épuratrice des sols, attribuée jusqu'alors implicitement aux agriculteurs, et relèverait donc d'une démarche coasienne. Réciproquement, s'il s'agit de raisonner en terme de droits, il devient indispensable de prendre en considération les services rendus par les activités agricoles sur l'environnement, notamment par le maintien de la qualité esthétique des paysages, par la limitation des problèmes d'inondations et de glissements de terrains, etc...

1.2.2. Internalisation des externalités produites

Les inefficacités économiques engendrées par la présence d'externalités peuvent être théoriquement corrigées par l'introduction d'instruments économiques. Les deux modes privilégiés de régulation dont disposent les pouvoirs publics sont les normes sur la pollution et la taxe pigouvienne. Dans le cadre de politiques environnementales, un système d'aides financières ou un marché de droit à polluer peuvent également être mis en place. Il s'agit, donc, dans cette section de présenter les effets des différents instruments dans un objectif d'efficacité économique parétienne¹⁴.

Dans la réalité, l'efficacité parétienne reste difficile à atteindre, en raison notamment des problèmes d'asymétrie d'information, ainsi que des incertitudes portant sur la fonction de dommages et sur les coûts marginaux privés d'épuration.

1.2.2.1. La taxe

L'application d'une taxe peut être exigée pour compenser la valeur économique des dommages provoqués par une firme polluante. La taxe permet l'application du principe "*pollueur, payeur*" et doit inciter le pollueur à réduire ses pollutions. L'optimum est atteint quand la taxe payée par les pollueurs est égale à la fois au coût marginal de la non pollution (coût pour le pollueur de la réduction d'une unité de la pollution émise) et à l'utilité marginale de la non pollution (avantage marginal pour le pollué de la réduction d'une unité de la pollution qu'il subit).

Selon Bürgenmeier et al. (1997), l'application d'une taxe sur les émissions polluantes a principalement trois effets : elle permet de réduire les quantités produites et donc les dégradations liées aux productions (en augmentant le

¹⁴ Une solution est dite optimale au sens de Pareto '*si elle est physiquement possible, c'est à dire si elle vérifie la contrainte de rareté, et si à partir de cette solution, on ne peut augmenter la satisfaction d'un consommateur sans diminuer celle au moins d'un autre*' (Malinvaud, 1975, p. 78).

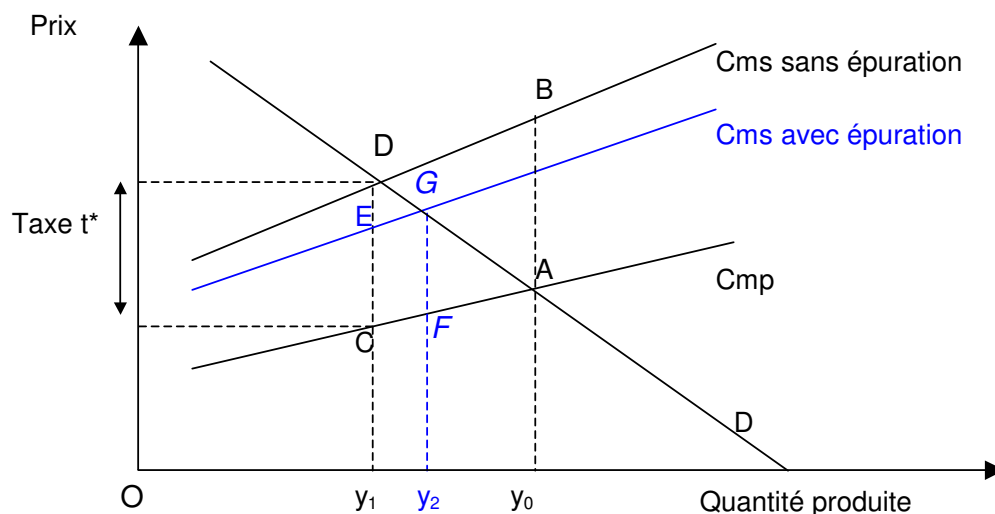
Approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales : impact des critères d'éligibilité des exploitations agricoles.

coût marginal de production des firmes), elle incite les entreprises à utiliser des techniques de dépollution (quand le coût de dépollution est inférieur ou égal à la taxe) et enfin, elle pousse les firmes à développer des nouvelles techniques de dépollution (pour éviter de payer la taxe).

La figure 2 illustre en partie ces mécanismes. Si aux productions y d'une firme sont proportionnellement associées des émissions polluantes q , tant que l'Etat n'intervient pas, la firme va produire y_0 (égalise son coût marginal privé de production avec son bénéfice marginal privé). Les dommages associés aux productions de la firme entraînent un coût, qui s'ajoute au coût marginal privé du producteur (Cmp) pour donner un coût marginal social (Cms sans épuration).

La correction de cette externalité par la mise en place d'une taxe doit permettre d'égaliser le coût marginal social (Cms sans épuration) avec le bénéfice marginal (D) ; le niveau de la taxe optimale étant égal au montant CD , soit égal au dommage marginal au point socialement optimal. Théoriquement cette taxe permet de réduire le niveau de production de y_0 à y_1 .

Figure 2 : Effet d'une taxe sur les productions



Si, par contre, la firme a la possibilité d'épurer ses pollutions, le coût marginal social (Cms avec épuration) et la taxe (CE) vont s'abaisser. La réduction du coût marginal social va permettre de réaliser une augmentation de la production optimale (en y_2), mais également des dommages occasionnés

associés à ce niveau de production. Cette nouvelle situation va, au final, entraîner un réhaussement du montant de la taxe (en FG).

En d'autres termes, pour le producteur, l'épuration d'une partie des pollutions n'assure pas de l'exonération de la totalité de la taxe. Mais la mise en place de cet outil a un effet incitatif, puisqu'elle pousse les firmes à utiliser une technique d'épuration, ou plus généralement, *"à adapter la structure du capital productif vers une production générant moins d'émissions polluantes"* (Bürgenmeier et al., 1997 : 98).

Il convient cependant de noter que la description du mécanisme incitatif de la taxe reste théorique puisque généralement *"la non linéarité des coûts, le caractère cumulatif des dégradations, les phénomènes d'irréversibilité ne permettent pas toujours à la taxe d'atteindre l'optimum"* (Rotillon G., 1984).

Enfin, des études ont montré que dans certains cas, la mise en place d'une taxe sur les émissions serait moins onéreuse que d'autres outils de régulations. Selon Barde J-P. et Smith S. (1997), *"un examen des résultats d'études¹⁵ révèle qu'en moyenne, le coût de réalisation d'un objectif environnemental donné est six fois plus élevé si l'on applique des réglementations contraignantes, que si l'on utilise des instruments de minimisation des coûts, tels que les taxes sur les émissions et les permis négociable"*.

Cependant ces résultats ne sont pas transposables à toutes les situations. Dans le cadre des pollutions d'origine agricole, la principale limite à l'application d'une taxe personnalisée est liée à l'aspect diffus des pollutions. Dans ce cas, il n'est plus possible d'identifier les pollueurs et leur contribution à la pollution observée. *"Le législateur est donc contraint de fixer arbitrairement un montant d'imposition qui soit compatible avec la rentabilité économique de l'activité et en même temps efficace en terme de diminution de la pollution"* (Lefer H.B., 1997).

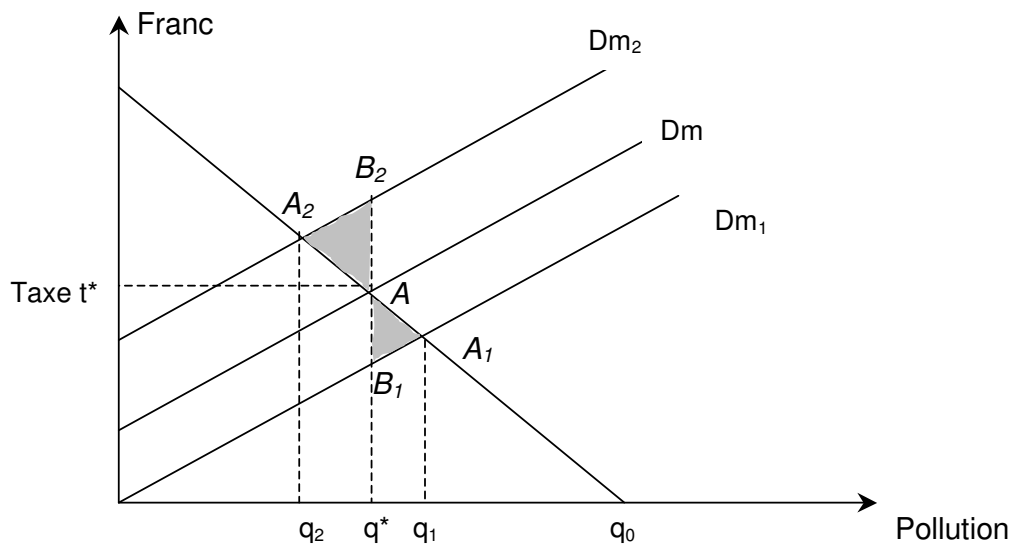
¹⁵ Sur l'incidence de politiques utilisant des instruments économiques pour la réduction de la pollution de l'air dans différentes régions des Etats-Unis.

1.2.2.2. La norme

Théoriquement, s'il existe qu'une seule source de pollution et qu'un seul récepteur et si les pouvoirs publics disposent d'une information parfaite sur les coûts marginaux de dépollution et sur les dommages marginaux de la pollution, la taxe et la norme sont deux instruments équivalents. En pratique, il existe pourtant assez souvent des incertitudes sur la fonction de dommages ou sur les coûts de dépollution des firmes. Si l'équivalence des deux outils est conservée dans le premier cas, la situation est différente dans le second.

S'il existe une incertitude sur la fonction de dommages (figure 3), et que les dommages sont sous-estimés (Dm_1) par rapport aux véritables dommages occasionnés (Dm^*), alors la norme d'émission fixée q_1 sera supérieure à celle qui devrait être fixée (q^*), ce qui revient à imposer un effort de dépollution insuffisant. Cela se traduit par une perte sociale mesurée par AA_1B_1 .

Figure 3 : Incertitude sur la fonction de dommages



Si ces dommages sont sur-estimés (Dm_2) par rapport aux véritables dommages, l'effort de dépollution permettant d'atteindre q_2 est alors excessif et il y a également une perte sociale équivalent à la surface AA_2B_2 .

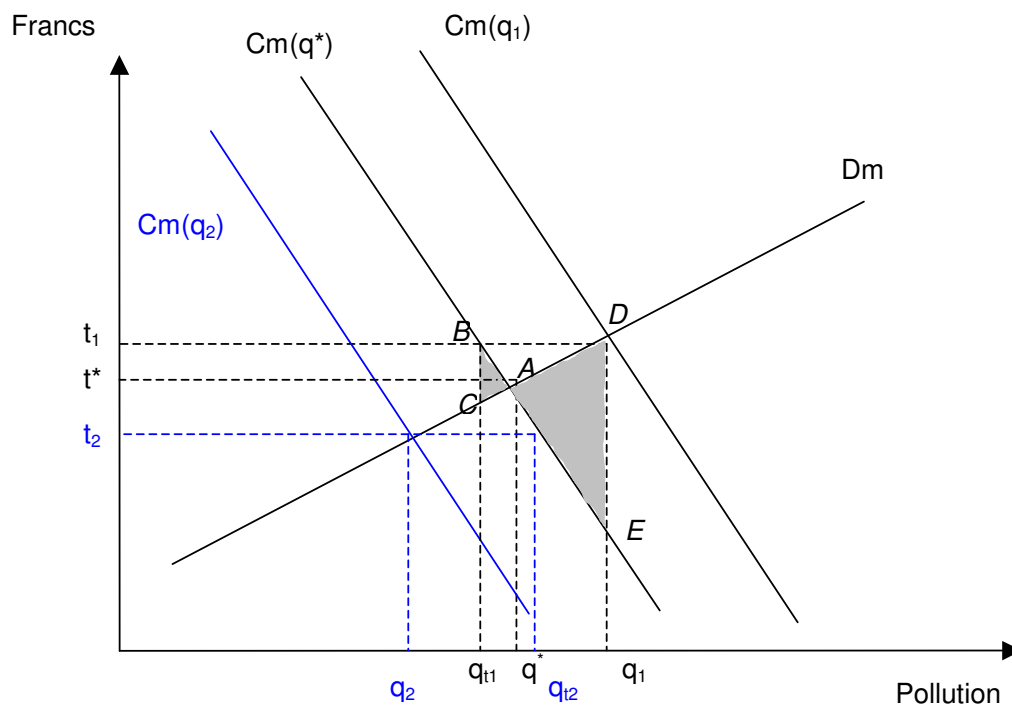
Dans les deux cas, on obtient les mêmes résultats avec l'application d'une taxe (t^*). En d'autres termes, lorsqu'il existe une incertitude sur la fonction de dommage, l'utilisation de l'un ou l'autre instrument est neutre.

Il convient cependant de préciser que *'dans le cas où les dommages sont surestimés, la perte est subie par la source de pollution, alors que dans le cas inverse, celle-ci est à la charge du récepteur'* (F. Bonnieux, B. Desaignes, 1998 : 86).

Si par contre, l'incertitude porte sur les coûts de dépollution du producteur (figure 4), l'incidence d'application d'une taxe ou d'une norme est différente.

Si les décideurs publics surestiment les coûts marginaux en $C_m(q_1)$ au lieu de $C_m(q^*)$, la norme apposée en q_1 conduit à un niveau de dépollution insuffisant par rapport à la solution optimale q^* . La perte sociale provoquée par cette incertitude est alors représentée par la surface ADE (perte supportée par le récepteur de la pollution). Avec la même incertitude sur les coûts marginaux de dépollution, l'application d'une taxe (t_1) conduirait, elle, à une dépollution excessive (q_{t1} au lieu de q^*) ; la perte sociale (supportée, cette fois, par la source) serait dans ce cas moindre (surface ABC).

Figure 4 : Incertitude sur les coûts de dépollution



En cas de sous-estimation des coûts marginaux de dépollution, le raisonnement est similaire, mais les conclusions opposées : la norme conduit à une dépollution excessive (q_2), alors que la taxe conduit à un niveau de dépollution insuffisant (q_{t2}).

Dans le cas d'une incertitude sur le coût marginal de dépollution, la neutralité entre l'utilisation d'une taxe ou d'une norme ne tient donc plus.

Il convient cependant de préciser que la taxe n'est pas toujours l'instrument qui permet de minimiser la perte sociale. Ce résultat dépend de la pente de la droite des dommages. Si celle-ci se redressait, c'est à dire, si les dommages croissaient plus rapidement, la perte sociale avec la norme serait inférieure à celle d'avec une taxe.

En d'autres termes, la régulation des pollutions par les prix (taxe) ou par les quantités (normes) devrait être étudiée en fonction des situations, et notamment de la rapidité de croissance des dommages.

Le principal avantage d'une norme est de réduire l'incertitude sur les dommages causés après son application (si elle est correctement respectée). Cependant, l'efficacité d'une norme est soumise à conditions. Elle exige d'une part, une connaissance parfaite des coûts de production des agents, afin de déterminer des normes compatibles avec des impératifs économiques (que le producteur peut intégrer dans la recherche de l'optimum économique de son activité) et efficaces sur le plan de la préservation du milieu. D'autre part, le législateur doit prévoir un système de sanctions en cas de non respect de la norme, ce qui suppose du même coup des coûts administratifs et de contrôle élevés.

D'une manière générale, l'application d'une norme uniforme n'est pas efficace pour des raisons d'information et d'incitation. Elle ne permet pas de minimiser le coût de réalisation de l'objectif global, puisqu'elle s'applique de manière indifférenciée à des entreprises qui ont des coûts marginaux de dépollution différents. Cependant, en cas d'une très forte croissance des dommages, la norme représente un outil approprié.

1.2.2.3. La subvention

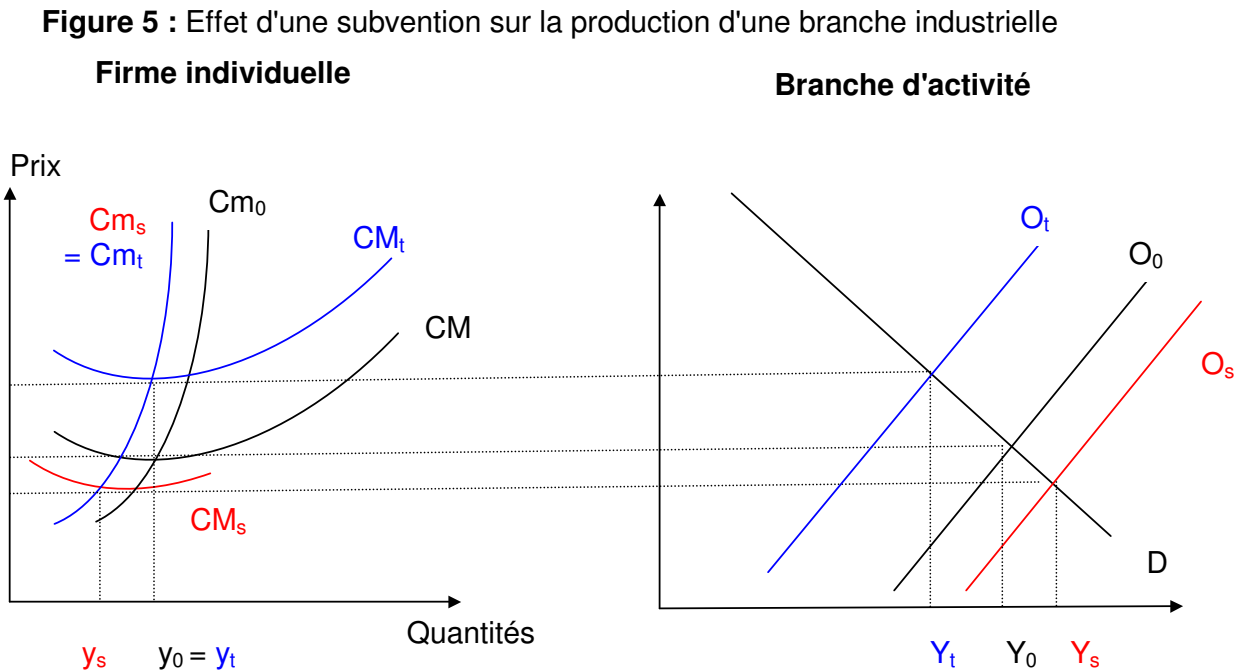
La subvention peut être interprétée "*comme la contrepartie qu'accorde la société à des agents à qui elle impose une nouvelle contrainte coûteuse non seulement en manque à gagner mais aussi en dépenses obligatoires dans le cas d'investissement*" (Thiébaud, 1992 : 231).

Initialement, on trouve dans la littérature que la subvention permet d'atteindre un optimum et que l'on peut, sur le court terme, utiliser indifféremment le "bâton" ou la "carotte" pour induire un comportement socialement désirable. Or, Wenders (1975) montre que quand il existe une certaine interaction entre le comportement du pollueur et le mode de régulation, l'incitation à développer des nouvelles technologies pour dépolluer est moins forte avec des subventions qu'avec des taxes. En outre, ces deux instruments n'ont pas les mêmes effets distributifs (Bürgenmeier et al., 1997).

Par ailleurs, Baumol W. et Oates W. E. (1988) ont testé les effets comparatifs sur le long terme d'une taxe et d'une subvention¹⁶. Si le taux de subvention est équivalent à celui de la taxe (figure 5), et que les deux instruments ont les mêmes effets sur le coût marginal de la firme ($Cm_s = Cm_t$), la taxe augmente le coût moyen de l'entreprise (CM_t), contrairement à la subvention (CM_s).

Appliquée à une seule firme, la subvention va effectivement diminuer le niveau d'équilibre des émissions (déplacement vers la gauche du point d'intersection du coût marginal et du coût moyen), grâce à un abaissement du coût moyen de production (CM_s). Cependant, au niveau de l'ensemble des firmes de la branche, la subvention va engendrer un rehaussement de l'offre (O_s) et un niveau de productions-pollutions supérieur à celui de la taxe ($Y_s > Y_t$).

¹⁶ Sous l'hypothèse que les émissions polluantes dépendent du niveau de production y .



Il convient, par ailleurs, de préciser que la mise en place d'une subvention sur la réduction des émissions polluantes n'est pas toujours aisée et se heurte, comme nous le verrons, à des problèmes d'asymétrie d'information. Dans la pratique, la mise en place d'une subvention portant directement sur l'équipement de dépollution représente une option intéressante. En effet, le principal avantage d'une subvention à l'équipement est qu'il est plus facile et moins coûteux de contrôler des normes d'équipements techniques que des normes de résultats.

Par contre, Kneese et Bower (1968) montrent qu'une telle subvention, au moins en principe, est totalement inefficace pour stimuler la réduction des pollutions si elle ne couvre pas la totalité de l'équipement. En effet, si l'équipement destiné à mieux dépolluer accroît les coûts supplémentaires d'une firme, sans amener des revenus par ailleurs, seule l'absorption de 100 % des coûts par le gouvernement rend rentable cette proposition pour le producteur.

Dans ce cas, l'amélioration de l'adhésion des producteurs peut être envisagée, soit par la mise en place d'un système répressif (taxe sur les émissions au delà d'une norme établie), soit par des actions de sensibilisation (permettant de développer la responsabilité de chacun).

Enfin, le financement de subventions peut entraîner des distorsions importantes dans l'économie. Selon Rosen (1992), les distorsions engendrées par le financement de subventions pourraient être *"plus coûteuses que les externalités elles-mêmes"*.

En définitive, la subvention est un instrument intéressant si elle est couplée avec un autre instrument économique, afin de limiter les effets pervers associés à son octroi. Par exemple, Baumol et Oates (1988) démontrent qu'en situation de monopole, la combinaison d'une taxe Pigouvienne et d'une subvention sont à même d'assurer une production optimale car permettent de corriger deux distorsions, l'une au niveau des externalités et l'autre au niveau de la structure des marchés.

1.2.2.4. Les permis de droit à polluer

Le marché des droits à polluer représente une extension du théorème de Coase (1960) concernant les droits de propriété. Ce théorème indique que pour atteindre une solution optimale, les agents peuvent négocier entre eux, de manière décentralisée, dans la mesure où ils connaissent mieux que l'Etat leurs bénéfices et dommages marginaux.

Le principe du marché des droits à polluer repose sur l'attribution par l'Etat de permis donnant droit à émettre une certaine quantité de pollution pendant une certaine période. Ce système de permis, imaginé par Dales (1968), permet de contourner les problèmes d'asymétrie d'information existant sur les coûts de dépollution des firmes. D'autre part, *"l'avantage principal des permis de droit réside dans le fait qu'ils s'appliquent aux quantités et non pas aux prix, et de ce fait, réduisent l'incertitude sur les quantités de pollutions émises"* (Bürgenmeier et al., 1997, p 38), contrairement à la taxe. L'attribution initiale des droits se fait soit gratuitement, soit par la mise en place d'une vente aux enchères.

Cependant, comme le note Coase (1960), les droits d'usage de l'environnement doivent être définis convenablement pour que la transaction se réalise spontanément.

Si l'émetteur de la pollution a un droit exclusif d'usage de l'environnement, le récepteur doit chercher à négocier pour que le pollueur diminue ses nuisances. Il doit alors indemniser l'émetteur à hauteur de la perte occasionnée par une réduction (ou l'aménagement) de ses activités. Si le droit est donné par le législateur à celui qui supporte les nuisances, c'est au pollueur de venir compenser les dommages subis par le récepteur.

Dans les deux cas, *"la transaction s'interprète comme le rachat d'une partie des titres de propriétés attribués par la loi"* (Bonnieux F., Desaignes B., 1998 : 70).

Théoriquement, lorsqu'il n'existe qu'un émetteur et un récepteur (et que le milieu est homogène), les deux types de négociations permettent d'aboutir indifféremment à l'optimum de Pareto¹⁷. Or, ce résultat repose sur des hypothèses restrictives. En effet, l'existence d'effets de revenu¹⁸ et de coûts de transactions¹⁹ permettent d'aboutir à un équilibre de Pareto, mais la répartition initiale des droits n'est alors plus neutre.

D'autre part, lorsque la localisation des sources de pollution affecte l'impact des émissions, le système de permis devient plus complexe. Une réflexion a été développée dans ce sens par Rainelli P. et Vermesch D. (2000) dans le cas des pollutions azotées produites par des élevages intensifs.

Pour limiter les pollutions diffuses issues de l'épandage des effluents, ils proposent la création d'un marché de droit d'épandage "à deux étages". Pour contourner l'impossibilité à mettre en place un marché de droit entre éleveurs et consommateurs, l'application d'une norme uniforme est prévue, de telle sorte qu'elle soit équivalente aux capacités d'auto-épuration du milieu (celle fixée par l'Etat, à 170 Kg d'azote par hectare et par an est censée répondre à cette exigence). Le respect de cette norme doit alors permettre de satisfaire

¹⁷ Situation où on ne peut plus augmenter le bien-être d'un individu, sans dégrader au moins celui d'un autre individu.

¹⁸ Générant une modification de la demande et de l'offre de dépollution au fil des négociations.

¹⁹ Associés à *"l'acquisition d'information, au processus de négociation et de mise en vigueur de l'accord"* (Bonnieux F., Desaignes B., 1998 : 70).

les droits des consommateurs à ne pas subir les pollutions agricoles émises. D'un autre côté, on laisse les éleveurs gérer entre eux "*les capacités d'épuration des terres qu'ils utilisent*", ce qui revient à mettre en place un véritable marché de droits à polluer entre agriculteurs.

Si ce système paraît ingénieux, sa réalisation dans la réalité soulève un certain nombre de problèmes pratiques. D'une part, son efficacité dépend en grande partie de contrôles réguliers (accompagnés de sanctions en cas de non respect), ce qui génère des coûts supplémentaires non négligeables. D'autre part, l'impact sur l'environnement n'est pas garanti, dans la mesure où les plus gros exploitants sont susceptibles de s'accaparer les surfaces disponibles pour l'épandage, ce qui reviendrait à accroître le risque d'augmentation de la pollution azotée totale²⁰.

Si les permis de droits à polluer ont l'avantage de résoudre les difficultés résultant de l'incertitude sur les coûts marginaux de dépollution, leur mise en place n'est pas toujours aisée, et peut comporter un certain nombre d'effets pervers vis à vis de l'efficacité environnementale sur le long terme.

1.2.3. Les problèmes d'asymétrie de l'information

Les problèmes d'asymétrie de l'information sont fréquents. Ils correspondent aux situations où le régulateur ne peut disposer de l'information privée concernant les producteurs (ou les consommateurs), et que ceux-ci n'ont pas intérêt à révéler. Ce problème informationnel peut faire en sorte que les producteurs "*mettent en œuvre des stratégies pour réduire le coût d'une politique*" (Assouline M., Lemiale L., 1998 : 61) par exemple, et générer une perte de bien-être social.

²⁰ Cette situation serait d'autant plus alarmante dans les zones en excédents structurels comme en Bretagne, où il existe une forte pression foncière pour l'accès aux terres d'épandage.

L'asymétrie d'information peut porter sur différents aspects de la production : elle peut concerner le niveau d'émissions polluantes ou les caractéristiques techniques de production et de dépollution. En outre, cette asymétrie peut revêtir deux formes : soit, ce sont les actions des individus qui ne peuvent être observées, et il s'agit alors d'un problème d'*aléa moral*, soit ce sont les caractéristiques d'un bien ou d'un agent qui ne peuvent être observées, et dans ce cas on parle d'*autosélection*.

Généralement, pour traiter de ces problèmes informationnels, on raisonne à partir d'un modèle Principal-Agent, où l'un possède d'une information non révélée à l'autre. Pour des raisons de simplification, on attribue tout le pouvoir de marchandage à l'une des deux parties : le Principal. Celui-ci "*propose le contrat et est donc en situation de leader*" (Salanié B., 1994 : 6).

Dans les deux sections suivantes, il n'est pas question d'aborder l'ensemble des réflexions liées aux problèmes d'asymétrie d'information de manière exhaustive, mais de dresser un panorama succinct sur les fondements de base et leurs implications en terme de gestion des pollutions d'origine agricole.

1.2.3.1. Les problèmes d'aléa moral

Dans le cas d'aléa moral, l'Agent a un comportement privé inobservable par le Principal, susceptible d'affecter les clauses du contrat. A ce titre, on parle d'*action cachée*.

Les exemples d'aléa moral sont très fréquents. "*En fait, on peut difficilement imaginer une relation économique qui ne soit pas affectée par ce problème. Il faudrait pour cela que le Principal puisse observer parfaitement toutes les décisions de l'Agent qui affectent son utilité, ce qui réclamerait des efforts de supervision extrêmement coûteux*" (Salanié B., 1994 : 65).

Le problème d'aléa moral peut recouvrir deux formes principales : soit le Principal est seul à vouloir inciter l'Agent à intensifier son '*effort*' (c'est le cas, par exemple, pour un entrepreneur qui conditionne les salaires à la production), soit le Principal et l'Agent ont tous deux des intérêts divergents (cas des actionnaires et dirigeants d'une entreprise ; les premiers ne

cherchant qu'à maximiser leur profit, alors que les autres peuvent posséder des objectifs propres différents).

En situation de second rang, la seule variable observable par le Principal est le résultat de l'action de l'Agent, ce résultat ne représentant qu'un signal imparfait de l'action. Dans ce cadre, *"la résolution du problème d'aléa moral suppose que le Principal offre à l'Agent un contrat qui arbitre entre le partage des risques²¹, et la recherche des incitations, qui pousse le Principal à conditionner le résultat au salaire"* (Salanié B., 1994 : 67). Les résultats tirés d'études montrent que les problèmes d'aléa moral sont très complexes et que les résultats ne sont pas toujours déductibles *a priori* : il n'est pas toujours vrai, par exemple, que la solution optimale en second rang soit plus faible que celle en premier rang. Par ailleurs, le profit espéré du Principal n'augmente pas nécessairement quand l'Agent devient plus productif.

Selon Assouline M. et Lemiale L. (1998), *"les pollutions diffuses illustrent parfaitement les problèmes engendrés par l'aléa moral"*, dans la mesure où ce type de pollutions provient d'un grand nombre de producteurs et que de ce fait, le contrôle des émissions individuelles est irréalisable à un coût raisonnable. Dans ce cas, on dispose de deux options : soit on applique des pénalités lors de contrôles aléatoires, soit on applique des taxes ambiantes²² qui tendent à responsabiliser un groupe d'agents, quelle que soit la contribution de chacun.

L'application d'une taxe ambiante a déjà été proposée pour gérer les pollutions diffuses agricoles. Dans ce cas, la mise en place d'une taxe ambiante proposée par Segerson (1988) est destinée à contourner le problème du contrôle des sources d'émissions individuelles.

Une autre manière de procéder est proposée par Xepapadeas (1995) en transformant *"au moins partiellement un problème de pollutions diffuses en un problème de pollutions localisables"*.

²¹ On suppose que le Principal est neutre au risque et que l'Agent présente de l'aversion pour le risque

²² Ces taxes reposent sur *"un système de pénalités collectives assises sur l'écart entre un niveau de pollution globale mesuré sur un site donné et une norme de pollution maximale fixée d'avance"* (Assouline M., Lemiale L., 1998 : 77).

Il propose alors de combiner une taxe ambiante et une taxe individuelle, assise sur les émissions annoncées par le producteur. Cependant, ce système ne fonctionne que si les agents sont adverses au risque, de telle manière qu'ils vont annoncer au moins une partie de leurs émissions en vue d'éviter le paiement de la taxe ambiante.

1.2.3.2. Les cas d'autosélection

Dans les cas d'autosélection (ou de sélection adverse), on parle d'*information cachée*. Cette information représente un paramètre exogène dont l'Agent dispose avant tout accord, ou qu'il prévoit de connaître au cours de sa relation contractuelle. Le Principal cherche alors à faire révéler à l'Agent son véritable type, en lui proposant différentes options (un "menu de contrats"). Si le "menu" est correct, le choix optimal de l'Agent fournit directement l'information sur son type.

Les modèles d'autosélection se basent sur la théorie des mécanismes de révélation. Cette théorie s'appuie sur l'idée qu'il existe des agents caractérisés par un certain nombre de paramètres connus par eux seuls, et un "centre" qui souhaite allouer à ces agents des ressources de la manière la plus optimale possible. Le principe de révélation repose sur l'idée que si une allocation optimale en ressource *"peut être mise en œuvre par un mécanisme quelconque, on peut aussi la mettre en œuvre par un mécanisme direct révélateur, où l'agent révèle son information"* (Salanié B., 1994 : 12).

Appliqué à un problème de pollution, l'optimum peut être rétabli par des essais successifs de différents taux de taxes (ou subventions) à mettre en place, en supposant que le Principal soit à même de connaître les quantités de pollutions émises initialement, et que cette observation ait un coût négligeable. Dans ce cadre, l'objectif du Principal est de minimiser le coût social des dommages. L'Agent lui cherche à minimiser son coût de dépollution, pour limiter le montant de la taxe. Théoriquement, la proposition de différents menus à l'Agent doit conduire à l'optimum de Pareto, en aboutissant à un taux de taxe égal aux coûts marginaux de dépollution des agents.

Cependant, ce système d'essais-erreurs est difficile à réaliser dans la pratique car *"les politiques d'investissement des entreprises sont discrètes, s'étalent sur plusieurs périodes et donnent lieu à d'importants coûts fixes"* (Assouline M., Lemiale L., 1998 : 61).

En outre, ce mécanisme peut s'avérer inefficace s'il ne respecte pas la contrainte de participation, le coût d'acceptation du contrat du Principal par l'Agent pouvant être particulièrement élevé. En d'autres termes, la révélation de l'information cachée par l'Agent dépend du fait qu'il ne subisse pas de coûts supplémentaires (directs ou en bénéfices perdus). Par exemple, *"si les entreprises anticipent l'instauration d'une taxe dont le taux de taxe serait fonction du coût marginal annoncé, elles vont avoir tendance à sous-estimer leur coût de dépollution. Si au contraire, elles anticipent l'instauration d'une politique de quantité (norme ou permis), elles seront incitées à surestimer leur coût de dépollution pour obtenir un nombre de permis plus élevé"* (Kwerel, 1977).

Dans le secteur agricole, comme dans les autres secteurs d'activités, les problèmes d'autosélection sont importants. Les asymétries d'information portent sur les technologies de production et le respect des réglementations établies. Généralement, le législateur ne peut directement connaître, ni les émissions polluantes individuelles, ni les coûts marginaux de dépollution. Sur le court terme, les coûts de contrôle (ou d'acquisition de l'information) étant extrêmement élevés, la mise en place de politiques correctives est dans la réalité subordonnée à des essais successifs dont l'objectif est de limiter globalement les pollutions, sans chercher à atteindre l'optimum. En d'autres termes, dans le cas des pollutions d'origine agricole, le coût excessif d'acquisition de l'information pousse le législateur à adopter des politiques sous optimales.

1.3 Les approches économiques pour la restauration de l'environnement

1.3.1. Les alternatives d'une approche coûts-bénéfices

Il semble qu'il soit difficile d'établir une définition précise et finie de ce qu'est un dommage écologique, tant il peut recouvrir diverses formes, selon s'il est abordé par les naturalistes, les sociologues, les juristes ou les économistes. Pour ces raisons, il semble plus opportun de considérer le caractère relatif du dommage écologique tel que le présente Martin D. (1992) : *"le dommage écologique n'est donc pas nécessairement ce qui est présenté comme tel par le savant, mais ce qui est défini comme tel par la convention sociale"*. Le problème est alors de préciser les règles d'évaluation du dommage écologique. Les travaux effectués par les économistes sur la valeur des ressources environnementales et sur leur coût de dégradation (et de réparation) participent à l'approche de la représentation économique du dommage écologique. Il en ressort l'existence de différents types de dommages écologiques et différentes manières d'approcher leur évaluation monétaire.

L'évaluation monétaire des dommages environnementaux par les coûts engagés de réparation est une méthode relativement commode d'appréciation de la valeur économique. Par contre, il convient de préciser que cette façon de procéder a tendance à minorer l'étendue réelle des dommages puisque la réparation de ceux-ci cible généralement la restauration de certains services fournis par les ressources naturelles en particulier. Par exemple, la dénitrification des eaux se fait en fonction des normes sanitaires de consommation humaine, mais ne prévoit généralement pas de réparations plus poussées concernant les autres conséquences sur l'équilibre des écosystèmes.

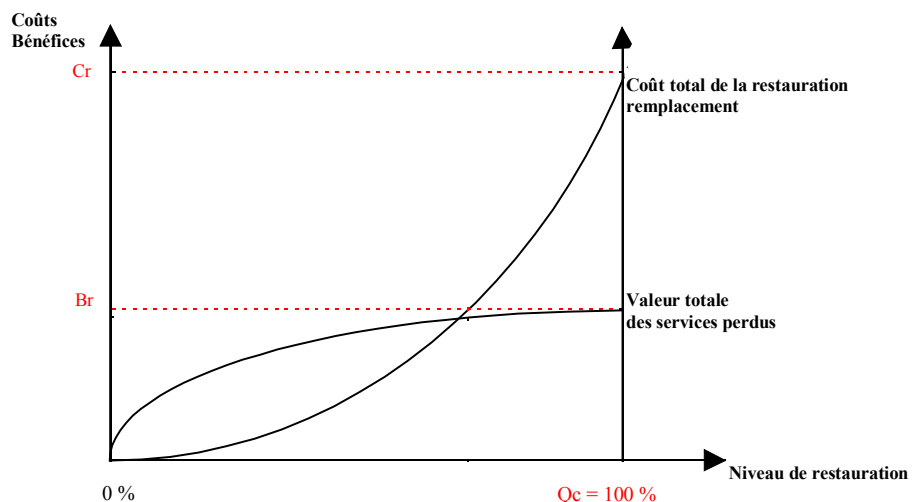
On considère alors qu'il existe toujours un dommage résiduel, qui peut d'ailleurs constituer le préjudice le plus important. D'après les travaux de Point P. (1996), on dispose de trois mesures du coût-bénéfice lié à la restauration d'un actif naturel : le coût de la restauration totale de l'actif endommagé, le

coût de la compensation des intérêts privés et publics et le coût de la solution correspondant à l'efficacité économique.

1.3.1.1. Restauration totale et coût maximum

La figure 6 ci-dessous représente les fonctions de coût de restauration ou de remplacement d'un actif naturel endommagé et de la valeur totale des services perdus suite à la dégradation de l'environnement. La fonction de coût est croissante à taux croissant ; le niveau de coût correspondant à une restauration totale (Q_r) des services environnementaux perdus est noté Cr . Les bénéfices tirés de la restauration du service environnemental correspondent au cumul des valeurs d'usage et d'existence. La fonction des bénéfices est croissante à taux décroissant ; les bénéfices liés à une restauration totale des services environnementaux est noté Br . Au point Br , on atteint le retour à l'état initial de qualité environnementale, représenté par un niveau de bénéfice maximum. Pour réaliser cette restauration intégrale, on est alors confronté à des coûts Cr supérieurs aux bénéfices tirés Br .

Figure 6 : Coût-bénéfice pour une restauration totale du préjudice



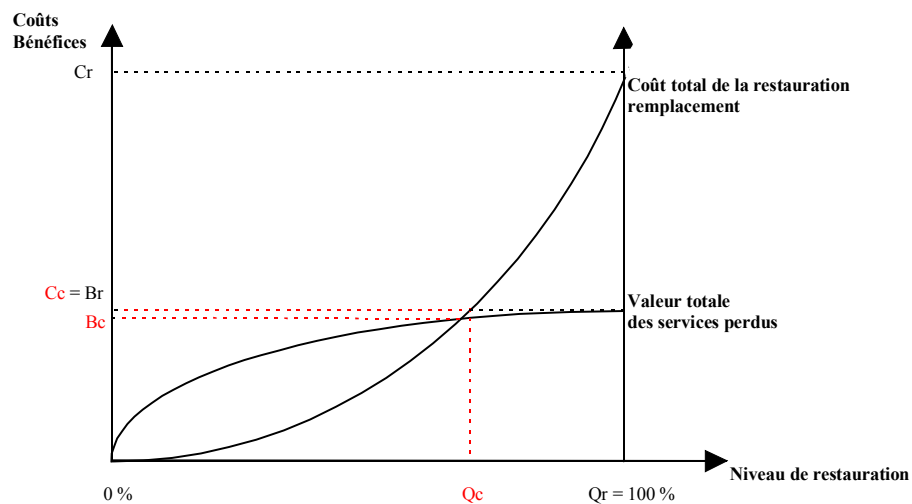
La restauration totale des services environnementaux peut être envisagée pour des biens dont la dégradation serait jugée inacceptable (par exemple, diverses formes de pollution de l'air).

1.3.1.2. Restauration partielle et égalisation des coûts aux bénéfices de la restauration totale

Si l'on envisage qu'une restauration partielle des ressources endommagées jusqu'en Q_c (figure 7), de telle manière que les coûts de restauration (C_c) compensent les bénéfices liés à une restauration totale, les bénéfices tirés de cette restauration sont notés B_c .

Dans ce cas, un dommage résiduel représenté par la différence $Br - B_c$ va apparaître.

Figure 7 : Coût-bénéfice pour une restauration partielle du préjudice



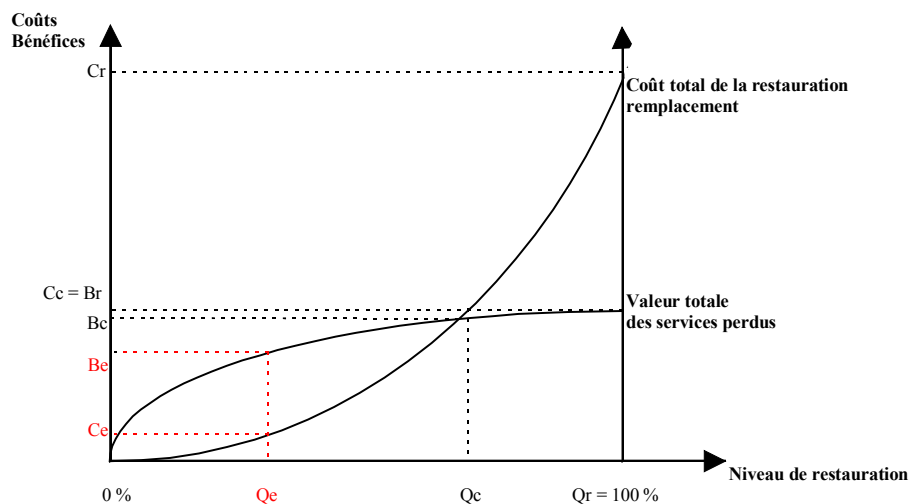
On pourrait alors imaginer le versement d'une indemnité compensatrice aux individus subissant le préjudice simplement pour ce dommage résiduel, ce qui permet d'opter pour une solution plus économique qu'une réparation totale. Ce type de restauration conviendrait aux actifs naturels pour lesquels existent différents conflits d'usage (l'eau, la terre...).

1.3.1.3. Restauration partielle et minimisation des coûts

Une autre manière de concevoir la restauration d'actifs naturels serait de rechercher la solution correspondant à l'efficacité économique (figure 8), c'est à dire celle qui maximise l'écart entre les coûts et bénéfices. Ce point se situe en Q_e et permet de dégager des bénéfices Be , pour un niveau de coût C_e inférieur.

Le calcul des coûts concernant l'efficacité économique correspond à une logique de minimisation des coûts, représentée au point où l'écart entre coûts et bénéfices est le plus important (point Q_e). Ce mode de calcul dégage une notion existant déjà en droit, qui est celle du dommage acceptable. En effet, "les ressources environnementales que l'on "sacrifie" doivent dégager une valeur sociale supérieure au coût de leur préservation ou de leur remplacement" (Point P., 1996). Il s'agit ensuite d'évaluer la consommation en ressources qui permet d'atteindre le bénéfice maximum.

Figure 8 : Restauration partielle du préjudice et minimisation des coûts



Source : D'après P.Point, 1996.

Il convient de noter que ces raisonnements sont appropriés seulement pour les cas où l'on peut reconstituer la courbe de la valeur totale des services rendus et celle des coûts de la restauration de l'actif. Si cela est possible, il

convient alors dans l'évaluation de politiques environnementales de raisonner ces différentes approches, en fonction de la nature des biens environnementaux à protéger, des services rendus par ces mêmes actifs et de la nécessité d'une préservation intégrale ou partielle. Dans un deuxième temps, ce premier bilan doit être rapproché des moyens mis à disposition dans les programmes, et de développer une réflexion sur le seuil de réparation des dommages environnementaux économiquement supportable pour la société.

1.3.2.L'approche coût-efficacité

Comme nous l'avons préalablement établi, l'internalisation d'effets externes peut théoriquement être réalisée par apposition d'un instrument économique approprié, afin que le véritable coût social lié aux dégradations provoquées soit acquitté.

Dans le domaine agricole, la nature diffuse des pollutions et les problèmes d'asymétrie d'information, notamment en ce qui concerne les pratiques agricoles et les contextes pédo-climatiques (facteurs d'aggravation des pollutions) font qu'il n'est pas toujours possible pour le législateur de déterminer les quantités de pollutions véritablement émises par chaque agriculteur. La fonction de dommage marginal liée aux dégradations agricoles n'est alors plus directement déductible, et l'estimation de la valeur économique des bénéfices (liés à la réduction des pollutions) n'est pas permise.

A ce titre, l'approche coût-bénéfice, généralement présentée pour l'évaluation économique de politiques publiques, peut être substituée par une approche coût-efficacité.

La problématique fondamentale dans une approche coût-efficacité se résume de la manière suivante : vérifier si les résultats obtenus sont à la hauteur des ressources économiques mobilisées. Pour traiter ce problème, deux logiques distinctes peuvent être employées : soit, on cherche à atteindre un objectif

déterminé, avec le coût le plus faible ; soit on cherche à obtenir les meilleurs résultats possibles, avec une enveloppe budgétaire donnée.

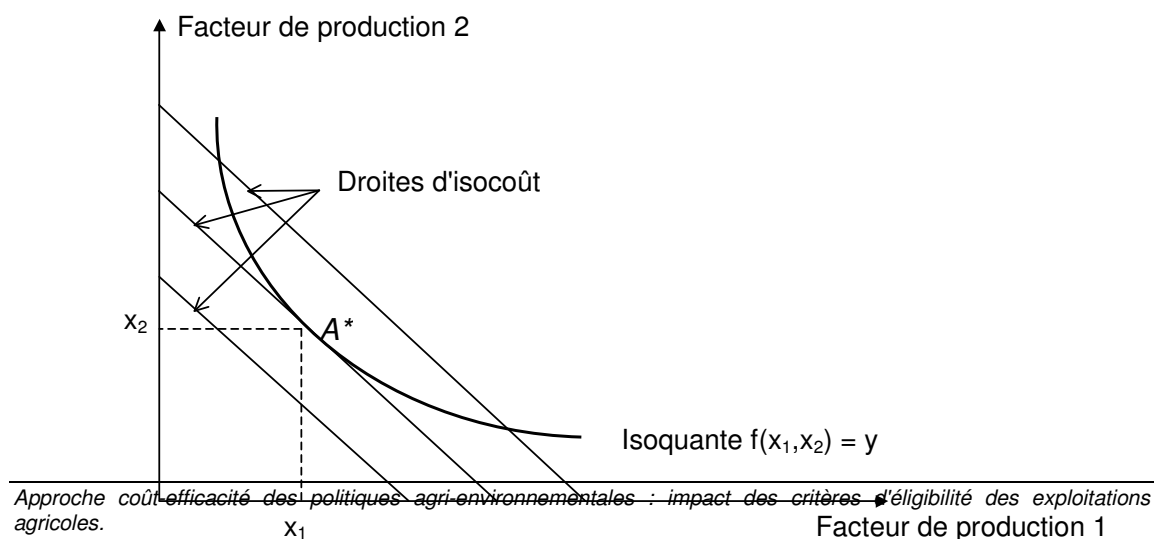
1.3.2.1. Minimisation des coûts sous contrainte d'une norme qualité

Généralement, la règle du coût minimum est celle qui prévaut. La solution dite optimale est alors celle qui permet d'atteindre un objectif donné avec le coût le plus faible (Baumol et Oates, 1988). Le concept de minimisation des coûts est issu de la théorie de la production ; il constitue une démarche similaire mais plus indirecte à celle de la maximisation du profit du producteur.

D'un point de vue du producteur, la recherche de la minimisation des coûts de production $\text{Min} \sum_i \omega_i \cdot x_i$, se fait sous la contrainte de $f(x_1, x_2) = y$ (c'est à dire que le niveau de production y soit réalisé par la combinaison des facteurs de production x_i). La solution à ce problème, c'est à dire le coût minimum nécessaire pour réaliser le niveau désiré d'output, dépend du prix des facteurs de production ω_i et de y . La figure 9 illustre graphiquement ce problème. La fonction objective est représentée par une des droites d'isocoût, alors que l'isoquante décrit l'ensemble des combinaisons de facteurs possible permettant d'atteindre un niveau de production y .

La solution du problème de minimisation des coûts se situe au point A^* , c'est à dire au point de tangence de l'isoquante. En ce point, le taux de substitution technique est égal au rapport des prix des facteurs, soit $TST(x_1^*, x_2^*) = -\frac{\omega_1}{\omega_2}$.

Figure 9 : Choix des facteurs de production et minimisation du coût



Généralement, la recherche du coût minimum est appliquée au secteur industriel. Or, ce concept peut également être associé à la mise en œuvre de politiques d'environnement. Pour le régulateur, la "production" efficiente d'une politique environnementale est soumise aux mêmes règles : en vue d'atteindre une norme environnementale, la recherche de l'optimum doit conduire à minimiser les coûts mobilisés pour la mise en place de la politique.

Si l'on effectue un parallèle avec la démarche préalablement présentée, les facteurs de production x_i sont substitués par ce que l'on nomme comme l'ensemble des modalités techniques nécessaires à la construction des politiques elles-mêmes et le niveau de production y , par la norme à atteindre²³. Les coûts à minimiser sont les coûts publics ou mixtes (publics et privés) à mobiliser pour l'élaboration de la politique environnementale. La solution optimale se situe au point A^* , c'est à dire au point où les coûts permettant d'atteindre la norme qualité y , sont minimum. Comme nous le verrons ultérieurement, la recherche du coût minimum constitue aussi bien un critère pertinent pour l'évaluation *ex-ante* qu'*ex-post* des politiques environnementales à mettre en place ou déjà élaborées.

Par ailleurs, il est important de noter que la recherche du coût minimum repose sur l'hypothèse qu'il existe une norme de qualité à ne pas dépasser (OCDE, 1996), ou tout au moins que l'on dispose de l'information nécessaire pour en établir une de manière adéquate. La norme représente alors une donnée de base, considérée comme exogène par le décideur. Selon F. Bonnieux, B. Desaignes, (1998 : 106), *"une norme d'émission peut s'interpréter comme correspondant au cas limite où les dommages augmentent très vite avec la pollution"*

Un certain nombre de problèmes peuvent provenir de la validité, parfois discutée, des normes établies. Par exemple, la norme des 50 mg/litre de nitrates²⁴ dans l'eau est très discutée selon les spécialistes. Ce seuil est celui

²³ Il convient cependant de noter que même si la norme qualité est traitée de manière analogue au niveau de production y , elle n'est pas mesurable d'un point de vue monétaire.

²⁴ Cette norme tient compte du fait que les nitrates dans l'eau sont estimés à 30 % du total des nitrates ingérés dans une alimentation de type occidentale. Ce seuil a été calculé en tenant compte de l'ensemble des apports de nitrates, dont environ 2/3 proviennent de la nourriture et 1/3 de l'eau de boisson.

exigé par l'Organisation Mondiale de la Santé. Il est raisonné avec une marge de sécurité pour prévenir des risques de santé humaine²⁵. Cependant, pour d'autres, ces risques sont surestimés. Dans ce contexte, la position sanitaire française reste souple et tolère la distribution d'une eau pour la consommation humaine jusqu'à 100 mg/l (annexe III de la circulaire du 20 décembre 1996 sur les programmes d'action).

1.3.2.2. Maximisation de la dépollution sous contrainte d'une enveloppe budgétaire

Il existe un raisonnement alternatif à la minimisation du coût, qui vise à maximiser la dépollution²⁶ sous contrainte budgétaire. Cette démarche moins usitée par les économistes, a pourtant tout son sens dans la pratique. En effet, fixer le coût d'intervention est cohérent avec le vote des budgets destinés à financer les programmes de dépollution²⁷ ; ces budgets étant limités soit par la capacité à payer, soit par le consentement à payer des pouvoirs publics pour une dépollution particulière.

Ainsi, dans la pratique, la mise en place des politiques est plus souvent contrainte par une limitation budgétaire, que par la réalisation d'un objectif environnemental. En ce sens, la logique de minimisation des coûts sous contrainte d'un objectif de dépollution, généralement développée par les économistes, est en définitive, supplantée par une logique de maximisation de l'efficacité des politiques sous contrainte budgétaire.

Si l'on note E comme étant le niveau de dépollution globale (figure 10), le programme correspondant à la maximisation de la dépollution est alors :

$MaxE$, sous la contrainte budgétaire suivante : $\bar{C} = \sum_i \omega_i . x_i$. Le coût global de

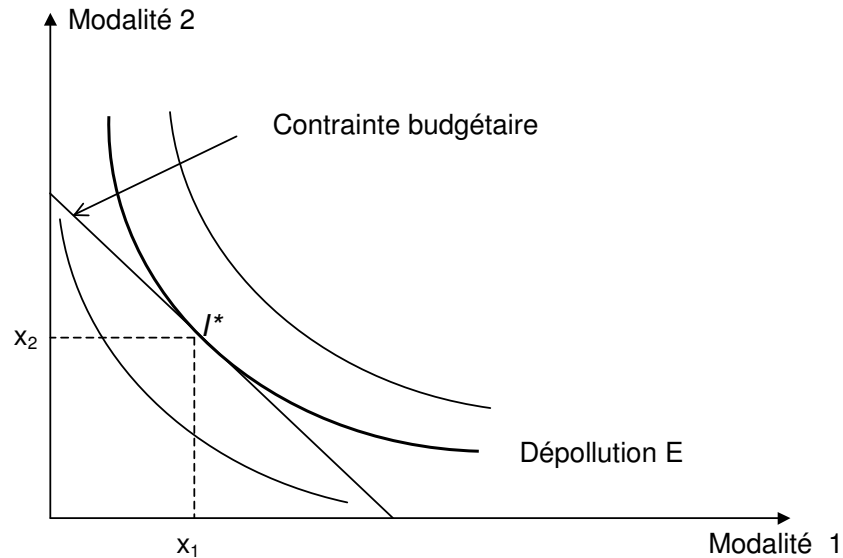
²⁵ Pour les nourrissons, le danger provient de la transformation des nitrates en nitrites par les bactéries présentes dans l'eau. Chez les adultes, un excès d'azote peut provoquer une Méthémoglobinémie (réduction de la capacité du sang à transporter l'oxygène) ; de manière moins certaine, des cancers.

²⁶ Ici, le terme de dépollution est utilisé pour des raisons de simplifications. Il s'agit en définitive plus de la réduction des émissions polluantes, plus que d'une véritablement dépollution.

²⁷ Dans le cadre de politiques d'aides (subventions, prêts à taux bonifiés).

la politique dépend du coût (ω_i) de chaque modalité technique (x_i) nécessaire à la mise en œuvre de la politique.

Figure 10 : Maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire



La logique de raisonnement est cependant un peu différente de celle proposée pour minimiser les coûts car dans ce cas, le régulateur se déplace le long de la contrainte budgétaire pour rencontrer le point I^* qui maximise le niveau de dépollution E.

Théoriquement, les deux approches de minimisation des coûts ou de maximisation de la dépollution sont équivalentes, c'est à dire qu'elles mènent à la même solution optimale ($I^* = A^*$).

On verra cependant ultérieurement dans la 3^{ème} partie, dans quels cas cela n'est pas toujours vrai ; le choix de l'une ou de l'autre démarche a des implications différentes en terme de coûts, de dépollution et de sélection des individus cibles de la politique, et peut relever d'une stratégie politique.

En conclusion, nous avons vu que le secteur agricole est à la fois émetteur et récepteur vis à vis du milieu naturel. Les émissions de l'agriculture (qui peuvent être positives ou négatives) et réciproquement, l'impact de la modification de la qualité de l'environnement sur la production agricole, constituent des externalités qui échappent au marché.

Sans intervention de l'Etat, les externalités négatives engendrent un coût social, alors que les externalités positives génèrent un bénéfice social.

Théoriquement, l'internalisation de ces coûts et bénéfices externes peut être réalisée par l'application adéquate d'outils économiques (taxe, norme, subvention, permis de droits), même si les réflexions développées dans la littérature se tournent généralement plus vers la prise en compte du coût social généré par des externalités négatives.

Cependant, cette internalisation est loin d'être aisée et se heurte à un certain nombre de problèmes théoriques et pratiques. Dans le cas de l'agriculture, la principale difficulté provient de la nature diffuse de certaines pollutions agricoles. Le législateur ne peut alors pas connaître directement les sources de la pollution et les émissions individuelles de chacun, ce qui peut être à l'origine d'un cas d'aléa moral.

Dans ce cadre, le législateur ne peut ni déduire la fonction de dommages, ni le coût marginal privé d'épuration des agriculteurs. Or, nous avons vu que ces incertitudes sont à l'origine d'une perte sociale plus ou moins importante, si l'on choisit de corriger les externalités à partir d'une taxe ou d'une norme.

Pour faire face à ces difficultés, certains proposent d'approximer le coût des dommages, à partir du coût de la restauration des actifs naturels. L'approximation peut être plus ou moins forte, puisqu'il s'agit généralement de ne restaurer qu'une partie des services rendus par ces actifs, le coût de la restauration totale pouvant être démesuré. Dans ce cas, il existe un dommage résiduel, plus ou moins important selon la situation.

La mise en place d'une approche coût-bénéfice ou coût-efficacité s'inscrit dans cette logique. Les deux approches peuvent être employées pour l'évaluation des politiques publiques d'environnement, les coûts de restauration des actifs naturels correspondant aux coûts associés à la mise en place des politiques (publics et privés). Or, nous avons également vu que, de par l'aspect diffus des pollutions agricoles et les problèmes d'asymétrie

d'information, l'évaluation économique des bénéfices associés à la restauration de l'environnement restait délicate. A ce titre, nous pensons que la mise en place d'une approche coût-efficacité, qui vise à rapprocher les coûts à la "performance environnementale" (en terme de réduction des pollutions) de la politique, constitue une démarche plus appropriée à l'évaluation des politiques agri-environnementales.

CHAPITRE II

Les politiques publiques de protection de l'environnement

L'essentiel de la législation concernant la protection de l'environnement contre les pollutions d'origine agricole est tourné vers la protection de la ressource en eau. Sur le territoire français, la protection des eaux a été envisagée sous deux angles : celui du juridique, par application de nombreuses directives européennes, fixant les normes de potabilité et délimitant des zones vulnérables aux nitrates et des zones sensibles à l'eutrophisation ; celui du politique, par la mise en place de programmes agri-environnementaux, réglementaires et contractuels.

La première partie du chapitre est consacrée à un descriptif des principales directives européennes et réglementations françaises appliquées au domaine de la protection des eaux. Dans ce cadre, nous abordons les différentes implications associées à l'application du principe "*pollueur, payeur*" ou du principe "*non pollueur, non payeur*".

La seconde partie du chapitre présente le PMPOA, politique qui s'inscrit dans la logique du principe "*non pollueur, non payeur*" et qui prévoit la mise aux normes des exploitations d'élevages, afin de limiter les pollutions azotées d'origine animale. En outre, la mise en place de cette politique ne concerne que les plus grosses exploitations (dans le premier volet de son application), le postulat ayant été fait que leur mise aux normes permettrait de réduire notablement les pollutions. Or, nous verrons que ce choix a été ultérieurement remis en question, ainsi que les modalités économiques et techniques mises au point pour l'application de cette politique, dans un rapport réalisé 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.

2.1. Les mesures juridiques de la protection de l'environnement : une législation préoccupée par la qualité des eaux

2.1.1. Les directives et leur application sur le territoire français

2.1.1.1. Loi sur l'eau

La loi sur l'eau n° 92-3 du 3 janvier 1992 (modifiant la loi sur l'eau du 16 décembre 1964) établit que la ressource en eau *"fait partie du patrimoine commun de la nation, et que sa protection, sa mise en valeur et le développement de la ressource utilisable, dans le respect des équilibres naturels, sont d'intérêt général"* (Article 1^{er}).

Cette loi vise à gérer de manière équilibrée la ressource en eau, en tenant compte de l'ensemble des usages et activités (non agricoles et agricoles) de la collectivité. Elle prévoit de couvrir l'ensemble des aspects de la protection des eaux (la préservation des écosystèmes aquatiques et des zones humides ; la protection et la restauration de la qualité des eaux superficielles et souterraines et des eaux de la mer (dans la limite des eaux territoriales) ; le développement et la protection de la ressource en eau). En outre, le caractère économique de la ressource en eau est également souligné, notamment en terme de répartition de cette ressource.

Dès 1964, la loi sur l'eau introduit (sans le nommer) le principe "pollueur payeur", où les *"personnes publiques et privées qui contribuent à la détérioration de la qualité de l'eau, effectuent des prélèvements, modifient le régime des eaux ou bénéficient de travaux ou d'ouvrages exécutés avec le concours de l'Agence"*, doivent s'acquitter d'une redevance auprès des Agences de l'eau.

Pourtant ces dispositions ont plus rapidement été appliquées au secteur industriel qu'au secteur agricole. En effet, comme nous le verrons ultérieurement, les pressions exercées par la profession et les syndicats agricoles a généré un retard dans la reconnaissance et l'application du

principe "*pollueur, payeur*" aux pollutions d'origine agricole. En outre, les interactions particulières existant entre agriculture et environnement ont implicitement renforcé ces résistances.

Cependant à l'heure actuelle, vue l'ampleur des problèmes posés par la restauration de la qualité de l'eau (techniques et économiques), et vus l'évolution de l'opinion et des comportements du citoyen, "*les agriculteurs et leurs organisations ont tout intérêt, à long terme et même à court terme, à s'acquitter de leur dû en matière de lutte contre la pollution*" (Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie et Al., 1999 : 33).

2.1.1.2. Directives européennes et délimitations de zonages

Au niveau communautaire, la politique de l'eau est actuellement définie par une trentaine de directives. La plupart d'entre elles visent, soit "*à limiter les rejets dans les milieux aquatiques (rivières, canaux, lacs, nappes souterraines), soit à s'intéresser à la qualité du milieu de manière à satisfaire au mieux les usages attendus de ce milieu, soit à se préoccuper des problèmes de santé publique et de protection du consommateur*" (Kaczmarek B., 1998). Chaque directive possède un objectif qualité différent et la multitude des objectifs écologiques fixés complexifie la situation.

En ce qui concerne la protection des eaux contre les pollutions azotées, on dénombre sept directives principales : la directive "eau potable" n° 80/778/CEE (1980), "eaux potabilisables" n° 75/440/CEE (1975), "traitement des eaux résiduaires urbaines" n° 91/271/CEE (1991), "eaux piscicoles" n° 78/659/CEE (1978), "eaux conchylicoles" n° 79/923/CEE (1979), "nitrates" n° 91/676/CEE (1991), "utilisation des boues de station d'épuration" n°86/278/CEE (1986).

En octobre 2000, une nouvelle directive européenne a vu le jour, sous l'appellation de "directive cadre"²⁸ ; sa transposition dans le droit français est prévue d'ici le 22 décembre 2003.

Deux directives ont conduit à la délimitation de zonages spécifiques : la directive nitrates du 12 décembre 1991 a créé la notion de "zones vulnérables" aux nitrates²⁹ et la directive sur le traitement des eaux résiduaires urbaines du 21 mai 1991 a permis la délimitation de "zones sensibles à l'eutrophisation"³⁰.

La directive "nitrates" du 12 décembre 1991 vise "*à réduire la pollution des eaux provoquée ou induite par les nitrates à partir des sources agricoles et à prévenir toute nouvelle pollution de ce type*".

Cette directive s'étend aussi bien à la protection des eaux souterraines que superficielles et oblige les Etats membres, en plus de délimiter des zones vulnérables, à y établir des programmes d'action prioritaires (délimitant notamment les quantités maximales d'épandage³¹ et des capacités de stockage à ne dépasser).

²⁸ 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).

²⁹ Les zones classées vulnérables concernent les zones atteintes et les zones menacées par la pollution azotée. Les zones atteintes par la pollution concernent *les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant au captage d'eau destinée à la consommation humaine, dont la teneur en nitrates est supérieure à 50 mg/l ; les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles qui ont subi une eutrophisation susceptible d'être combattue de manière efficace par une réduction des apports en azote. Les zones menacées par la pollution regroupent les eaux souterraines et les eaux douces superficielles, notamment celles servant au captage d'eau destinée à la consommation humaine, dont la teneur en nitrates est comprise entre 40 et 50 mg/l et montre une tendance à la hausse ; les eaux des estuaires, les eaux côtières et marines et les eaux douces superficielles dont les principales caractéristiques montrent une tendance à une eutrophisation susceptible d'être combattue de manière efficace par une réduction des apports en azote* (Décret 93-1038 du 27/08/93).

³⁰ L'eutrophisation est un enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau, et une dégradation de la qualité de l'eau en question (directive du Conseil n°91/271 du 21 mai 1991).

³¹ En début de programme, l'épandage des effluents animaux est limité à 210 Kg/ha/an, puis quatre ans après sa mise en place, la limite passe à 170 Kg/ha/an. Les zones dépassant le seuil des 170 Kg d'azote ont été définies en 1991 en Zones d'Excédents Structuraux (ZES) ; sur les 76 cantons classés ZES en France, 71 se situent en Bretagne.

En dehors de ces zones vulnérables, les Etats doivent mettre en œuvre des codes de bonnes pratiques agricoles appliqués volontairement par les agriculteurs.

La directive sur le traitement des eaux résiduaires urbaines du 21 mai 1991 a pour objectif de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires urbaines et industrielles.

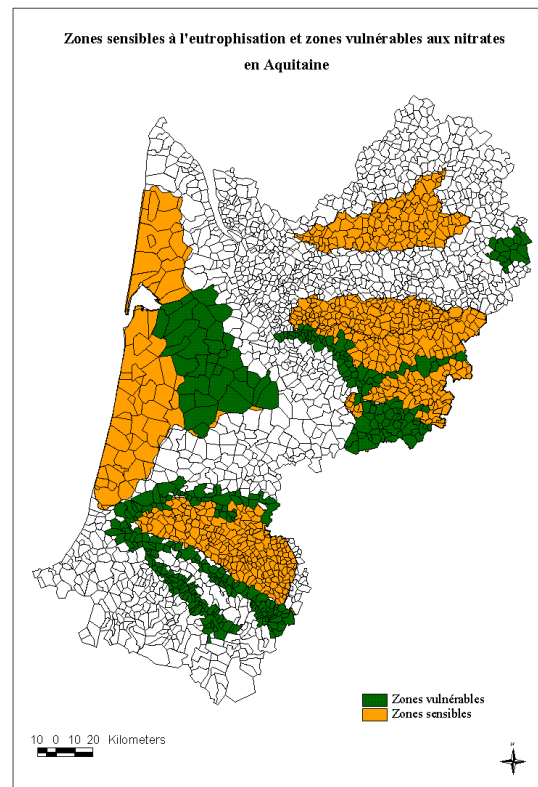
Elle concerne *"la collecte, le traitement et le rejet des eaux résiduaires urbaines* (eaux ménagères usées, mélange des eaux ménagères usées avec des eaux industriels usées et eaux de ruissellement) *ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels"* (pour les agglomérations de plus de 2000 Equivalents Habitants³²). Cette directive vise à protéger les zones classées sensibles à l'eutrophisation en obligeant un traitement assez complet de ces eaux usées³³.

Dans la région Aquitaine (carte 1), les zones vulnérables couvrent 17 % de la superficie régionale (notamment le bassin versant de la Leyre, le bassin de l'Adour et une partie du Lot et Garonne, près de la Garonne) Les zones classées sensibles à l'eutrophisation occupent, elles, 37 % de la superficie régionale (les rives gauches de l'Adour, les rives droites de la Garonne, les bassins versants des étangs côtiers, et en basse Dordogne).

³² Un équivalent habitant concerne la charge organique biodégradable ayant une demande biochimique d'oxygène en cinq jours (DBO5) de 60 grammes d'oxygène par jour (directive du Conseil n°91/271 du 21 mai 1991).

³³ La mise en place de réseaux d'assainissement à un coût très élevé et pour un investissement français de 100 milliards de francs d'ici l'an 2005, le prix de l'eau s'en est trouvé doublé pour les usagers entre 1992 et 1995.

Carte 1 : Zones sensibles et vulnérables en Aquitaine



Source : d'après les données de BD Carthage AEAG, 1998

Les zonages effectués sur le territoire français s'appuient initialement sur le découpage des PRA (Petites Régions Agricoles), qui tiennent compte des données naturelles relatives aux sols, aux eaux et aux activités agricoles. Ces zonages ont volontairement été dessinés le plus large possible du fait d'un certain nombre de raisons. Tout d'abord, par rapport à l'unité du milieu aquatique récepteur ; il existe en effet des échanges entre les eaux superficielles et souterraines, qui font qu'on ne peut pas se limiter à protéger les zones proches des points d'eau superficiels. La seconde raison est relative à l'existence de délais de transfert importants entre les émissions polluantes et la contamination des eaux (notamment souterraines). Enfin, il s'agit de ne pas limiter la cohérence avec d'autres mesures réglementaires déjà prises. Il convient notamment de favoriser les regroupements territoriaux en tenant compte des limites administratives (qui conditionnent également les interventions de la police des eaux).

2.1.1.3. Réglementation sur les installations classées

Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement concerne *"les usines, ateliers, dépôts, chantiers, carrières et d'une manière générale les installations exploitées ou détenues par toute personne physique ou morale, publique ou privée, qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publique, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments"* (Article 1^{er}).

La loi distingue deux cas selon la gravité des dangers ou inconvénients rattachés à ces installations. Les installations présentant de graves dangers sont soumises à autorisation. La délivrance de l'autorisation est elle subordonnée à un certain nombre d'éléments dont l'éloignement aux habitations, aux cours d'eau, aux voies de communication, ou aux points de captage d'eau. Les installations présentant des dangers moindres sont soumises à déclaration.

Il est intéressant de noter que le secteur agricole est doublement concerné par cette loi. D'un côté, en tant qu'installation pouvant potentiellement présenter un danger, et d'un autre côté, comme récepteur des dommages provoqués par une usine ou autre type d'installation. Il est vrai que la législation sur les installations classées ne s'est appliquée aux exploitations agricoles que plus tard³⁴. Après que le système fût étendu aux élevages hors sol (porcs, volailles...), il fût appliqué aux élevages bovins en 1993. Dès lors, les élevages de porcs de plus de 450 places relèvent du régime d'autorisation (avec enquêtes publiques), ceux entre 50 et 450 places, du régime de déclaration. Les élevages bovins laitiers intensifs (de plus de 40 vaches) sont soumis aux mêmes contraintes que les élevages hors sol.

Les prescriptions sont renforcées concernant les bâtiments, le bruit, la récupération des eaux, l'étanchéité des ouvrages, la capacité de stockage des effluents (qui ne doit pas être inférieure à 4 mois), les quantités maximales

³⁴ Décret n°82-185 du 25 février 1992 en faveur de l'application de la réglementation des installations classées aux vaches laitières et allaitantes

d'épandage³⁵, avec des distances minimales par rapport aux habitations ou aux points d'eau. Des délais de mise en conformité sont prévus différemment selon le type d'élevage : pour les bâtiments (7 ans pour les bovins et 5 ans pour les porcins) et pour l'épandage (5 ans pour les bovins et 7 ans pour les porcins).

Dans ce cadre, l'éleveur doit apporter la preuve que son installation ne génère pas de nuisances dommageables à l'environnement.

Cependant, l'importance et la lourdeur de cette mise en conformité, mais aussi l'impossibilité de contrôler l'ensemble des installations ont favorisé des retards et des irrégularités. L'Etat a alors accordé aux agriculteurs la possibilité de régulariser leur situation, notamment lors de la mise en place du PMPOA en janvier 1994 ; l'Etat renonçant à poursuivre les contrevenants³⁶.

2.1.1.4. Mesures spécifiques aux pollutions agricoles

En France, l'intégration de préoccupations environnementales dans les politiques agricoles est relativement récente, la première étape importante étant marquée par la mise en œuvre de l'article 19 en 1985 (règlement CEE 797/85).

L'article introduit alors la notion de pratiques agricoles compatibles avec la protection de l'environnement, et prévoit le versement d'aides spécifiques, destinées à compenser la perte de revenu dans les zones les plus sensibles. La seconde étape importante réside dans la réforme des fonds structurels européens de 1989, qui va permettre la mise en place des Mesures Agri-Environnementales (M.A.E.) en 1993³⁷, en tant que mesures d'accompagnement de la nouvelle réforme de la Politique Agricole Commune (P.A.C.). Plus récemment (janvier 1999), les M.A.E. ont été remplacées par les Contrats Territoriaux d'Exploitation (C.T.E.).

³⁵ Les apports d'azote (organiques et minérales) ne peuvent en aucun cas dépasser 350 Kg/ha/an sur les prairies de graminées et 200 Kg/ha/an sur les autres cultures (excepté les légumineuses). En zones d'excédent structurel, la quantité maximale d'azote contenue dans les effluents d'élevage ne peut dépasser 170 Kg/ha/an.

³⁶ Les élevages qui se sont développés de manière importante depuis le 1er janvier 1994 peuvent bénéficier d'un délai supplémentaire pour se mettre en conformité (au plus tard au 31 mai 1999).

Pour son application au plan français, le Ministère de l'Agriculture a adopté trois protocoles, concernant à la fois des mesures nationales, applicables à l'ensemble du territoire, des mesures régionales pour l'établissement de programmes régionaux pluri-annuels, et des opérations locales. Ces mesures reprennent les objectifs de "l'ex-article 19" avec des périmètres d'application plus vastes. La mise en œuvre de ces actions se caractérise par un engagement contractuel (et donc volontaire) entre l'Etat et les exploitants agricoles, pour une durée de 5 à 20 ans. Les agriculteurs désireux d'adhérer à ces programmes, s'engagent à suivre des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement, selon un cahier des charges défini au niveau national, en échange du versement de primes. Ces primes sont destinées à compenser la perte de revenu, ou le manque à gagner généré par l'application de ces nouvelles pratiques. Par rapport à la P.A.C., il s'agit en définitive de « *passer d'un système de soutien à l'agriculteur, fondé essentiellement sur le soutien des prix, à un soutien aux revenus des exploitants, basé sur les facteurs de production* » (M. Tressieres, 1996).

Les mesures nationales sont essentiellement constituées de la "prime à l'herbe" et les "Plans de Développement Durables".

Les mesures régionales sont généralement multi-objectifs. Elles visent principalement à protéger les points de captage et les cours d'eau des pollutions diffuses (azotées, phosphatées, phytosanitaires, etc...), mais elles cherchent en même temps à limiter les problèmes d'érosion ("*conversion des terres arables en herbages extensifs*"), à améliorer la qualité sanitaire des récoltes ("*conversion à l'agriculture biologique*"), à freiner les problèmes de déprise agricole ("*diminution de la charge du cheptel par agrandissement de la Surface Toujours en Herbe*"), etc...

Les opérations locales ont pour objectif environnemental la protection des biotopes rares et sensibles, et la lutte contre les effets de déprise ("*fermeture des paysages*"). Chaque opération locale est adaptée aux problèmes du site sur lequel elle est mise en place, et vise aussi bien la lutte contre la déprise agricole (source potentielle de dégradation des milieux), la limitation de

³⁷ Règlement CEE n°2078/92, précisé au niveau Français par la circulaire DEPSE-SDSEA n°710 du 26 mars 1993 du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche

pratiques agricoles intensives (problèmes d'eutrophisation), ou encore la lutte contre l'érosion et l'appauvrissement des sols.

En définitive, les M.A.E. sont des mesures hétérogènes dont la portée sur l'exploitation elle-même est très variable : leur contractualisation exige, selon la mesure, une révision complète du système productif de l'exploitation (mesure de "*conversion à l'agriculture biologique*") ou simplement, la modification d'une pratique agricole (mesure "*diminution des intrants*"). En outre, le calcul des primes est uniformisé à l'échelle nationale, ce qui ne permet pas de tenir compte de la grande variabilité des situations agro-économiques des exploitations en France. Pour ces raisons, les mesures agri-environnementales ont eu un succès limité, que ce soit en termes d'adhésion des agriculteurs qu'en termes de résultats sur l'environnement.

La création des Contrats Territoriaux d'Exploitation dans la nouvelle Loi d'Orientation Agricole du 19 janvier 1999 s'appuie sur les enseignements tirés des M.A.E. Egalement basés sur des contrats volontaires de 5 ans, ils introduisent cependant une dimension nouvelle : celle de la *multifonctionnalité* de l'agriculture. Celle-ci est définie comme "*la réalité d'une activité agricole bien conduite, qui contribue en même temps à la production agricole, mais aussi à la protection et au renouvellement des ressources naturelles, à l'équilibre du territoire et à l'emploi*" (Loi d'Orientation Agricole, janvier 1999).

Les C.T.E. sont constitués de deux volets : un volet socio-économique (où le maintien et le développement de l'emploi sont des objectifs prioritaires), et un volet environnemental. Ils correspondent soit à des projets individuels s'appuyant sur des modèles d'exploitation durables, soit à des projets collectifs par secteur d'activité ou par territoire. La logique présente dans ces nouvelles mesures est différente dans le sens où l'environnement, la qualité des produits agricoles, le bien être des animaux, etc.. ne sont plus vus comme des contraintes pour la production agricole, mais des avantages à valoriser sur le marché national, communautaire et mondial. Le contrat territorial est par contre appelé à devenir l'outil fédérateur d'un grand nombre de mesures d'aide à l'agriculture.

En effet, au delà de ces mesures réglementaires, il existe un nombre important de programmes agri-environnementaux sur un même territoire. Chacun de ces programmes se distingue par sa zone d'application (nationale, régionale ou locale), par la pluralité des modes d'intervention (indemnités compensatrices, subventions à l'équipement, conseils aux agriculteurs, etc...), par l'importance des fonds mobilisés et le nombre de bénéficiaires.

Par exemple, les Agences de l'eau ont aussi bien en charge la mise en œuvre de programmes de conseils pour la limitation des pollutions azotées (type "Fertimieux") que des programmes plus lourds de mise aux normes des exploitations d'élevage. Ces opérations sont selon les cas, contractuelles et volontaires (et regroupées sous le terme "d'accompagnement des mesures réglementaires relatives à la réduction des pollutions diffuses d'origine agricole"), ou réglementaires (comme le PMPOA).

D'autres mesures encore, comme les mesures de l'objectif 5b ont pour vocation le développement des zones fragiles. Elles visent plus globalement la protection de l'environnement, la valorisation des ressources locales et la diversification économique. Ces mesures constituent le second volet de la réforme des fonds structurels, et concernent les exploitations en voie de modernisation, ou par certaines mesures de type social, les zones défavorisées.

L'importance de ces programmes se mesure en termes de poids financier (Sérès C., 1997). Par exemple en région Aquitaine, le coût de la mise en place du PMPOA de 1994 à 1996 est une fois et demi plus élevé que celui de l'ensemble des M.A.E., et est quasi-équivalent au coût de toutes les mesures environnementales de l'objectif 5b (47 millions de Francs contre respectivement, 31 et 45 millions de Francs).

2.1.2. Les outils d'intervention et la demande sociale

2.1.2.1. Le Principe "pollueur, payeur"

Le principe "*pollueur, payeur*" prend ses racines dans les années 70. Initialement, ce principe est présenté par l'OCDE en 1972 pour signifier que "*le pollueur devrait se voir imputer les dépenses relatives aux mesures arrêtées par les pouvoirs publics pour que l'environnement soit dans un état acceptable... D'une façon générale, de telles mesures ne devraient pas être accompagnées de subventions susceptibles d'engendrer des distorsions importantes dans le commerce et les investissements internationaux*". Cette définition, qui aujourd'hui prend sa force juridique dans l'Acte Unique Européen, va évoluer ; elle repose désormais sur l'idée centrale que tout agent qui pollue doit s'acquitter du montant des dommages qu'il occasionne.

L'adhésion des pouvoirs publics au principe "*pollueur, payeur*" repose sur un certain nombre de critères. L'étude effectuée par le Commissariat Général au Plan (1997) sur le dispositif des Agences de l'eau, retrace le travail d'Olivier Godard sur ces différents points, dans un rapport du Ministère de l'environnement (juillet 1995). Théoriquement, le principe "*pollueur, payeur*" est présenté comme un principe d'internalisation des externalités (généralement par application d'une taxe égale au coût marginal de dépollution des pollueurs). Cependant, l'estimation des effets externes étant souvent difficile à réaliser dans la pratique, l'application de ce principe repose plus sur l'idée d'une imputation financière des coûts de la dépollution qu'un principe d'internalisation optimale des effets externes. En d'autres termes, l'adhésion à ce principe permet d'envisager des actions de protection de l'environnement, sans qu'elles ne viennent gréver le budget de l'Etat. D'autre part, l'exclusion dans ce principe, du versement de subventions susceptibles d'engendrer des distorsions dans le commerce et les investissements internationaux, constitue une motivation supplémentaire pour protéger l'organisation concurrentielle du commerce international.

Enfin, pour certains, le principe *"pollueur, payeur"* correspondrait à des exigences d'équité. Cette idée a notamment facilité un glissement du principe vers un principe de responsabilité au sens juridique du terme, ce qui permet de répondre au moins en partie, aux exigences actuelles de l'opinion publique. Par contre, la question de l'indemnisation des victimes reste encore controversée (existence d'obstacles informationnels et d'effets contre incitatifs sur le comportement des victimes).

Un certain nombre de critiques a pourtant été formulé à l'encontre du principe *"pollueur, payeur"*. Certains écologistes par exemple, accordant une confiance limitée aux mécanismes de marché, craignent que le *"fait de payer pour la pollution donne une certaine légitimité à l'acte de polluer"* (Bürgenmeier B. et Al., 1997 : 120). Cette crainte est d'autant plus légitimée que dans la pratique, le taux de taxe appliqué n'est pas optimal et reste inférieur au coût marginal de dépollution (suite aux problèmes d'asymétrie d'information). De fait, certaines entreprises choisissent de continuer à polluer en s'acquittant d'une telle taxe.

Par ailleurs, d'après une enquête effectuée par Bürgenmeier B., Harayama Y. et Wallart N.(1997), un certain nombre d'entrepreneurs n'adhère pas à l'idée d'une taxe pour réguler les pollutions. Cette réticence tient à ce que ces entrepreneurs sont contre l'augmentation de l'influence de l'Etat, ou encore qu'ils considèrent *"l'Etat comme n'étant pas apte à maîtriser des problèmes aussi complexes que celui des taxes"* (Bürgenmeier B. et al., 1997 : 141). Pour d'autres, même quand l'efficacité de la taxe n'est pas remise en question sur le long terme, ils demandent à ce que *"l'instrument soit clairement défini et dont le but soit de protéger l'environnement et non pas de produire des recettes"* (Hahn, 1989).

En ce qui concerne le secteur agricole, l'application généralisée du principe *"pollueur, payeur"* pourrait générer la disparition des firmes les moins compétitives. En effet, le niveau et la qualité de la production agricole dépendent du système de prix pratiqué, du niveau de la demande, de la qualité des produits exigés, etc... Pour répondre à ces contraintes, l'agriculteur est amené à faire des choix de production et à "verrouiller" en

partie la souplesse d'adaptation de son exploitation. En effet, la spécialisation des productions, l'achat de matériel agricole spécialisé, le choix de la qualité des terres en fonction des productions, etc... représentent autant d'investissements fixes de long terme. Seules les exploitations les plus performantes sont alors à même de répondre encore à un durcissement de la législation.

D'autre part, l'application du principe *"pollueur, payeur"* aux productions agricoles peut être discutée d'un point de vue éthique. Il convient en effet de reconnaître que l'intensification progressive des productions a répondu à une demande de la société. Une dilution des responsabilités pourrait être envisagée, en autorisant par exemple, la répercussion d'une partie de la taxe sur le prix de vente des produits.

Enfin, l'aspect diffus de certaines pollutions d'origine agricole représente un frein à l'efficacité du principe *"pollueur, payeur"*. En effet, la pertinence du principe *"pollueur, payeur"* dépend de l'information disponible sur les dommages occasionnés. En avenir incertain, quand la fonction de dommages n'est pas connue, la notion de risque minimum prime et les réglementations sont alors plus appropriées que la taxe.

2.1.2.2. Le Principe *"non pollueur, non payeur"*

Le principe *"non pollueur, non payeur"* s'inscrit dans une logique différente du principe *"pollueur, payeur"*. Il s'agit dans ce cas, d'aider les pollueurs potentiels à mettre aux normes leurs installations ou à modifier leurs techniques de production, de telle sorte qu'ils réduisent leurs pollutions, et ne soient pas taxés. Cette aide peut soit, prendre la forme de subvention, soit celle de prêts à taux bonifiés. Comme le souligne Rainelli P. et Vermesch D. (1997), *"le principe "non pollueur, non payeur" revient à reconnaître de facto, le droit de propriété de la fonction épuratrice du sol aux agriculteurs"*. Sur ce point, le principe *"non pollueur, non payeur"* s'oppose au principe *"pollueur, payeur"*.

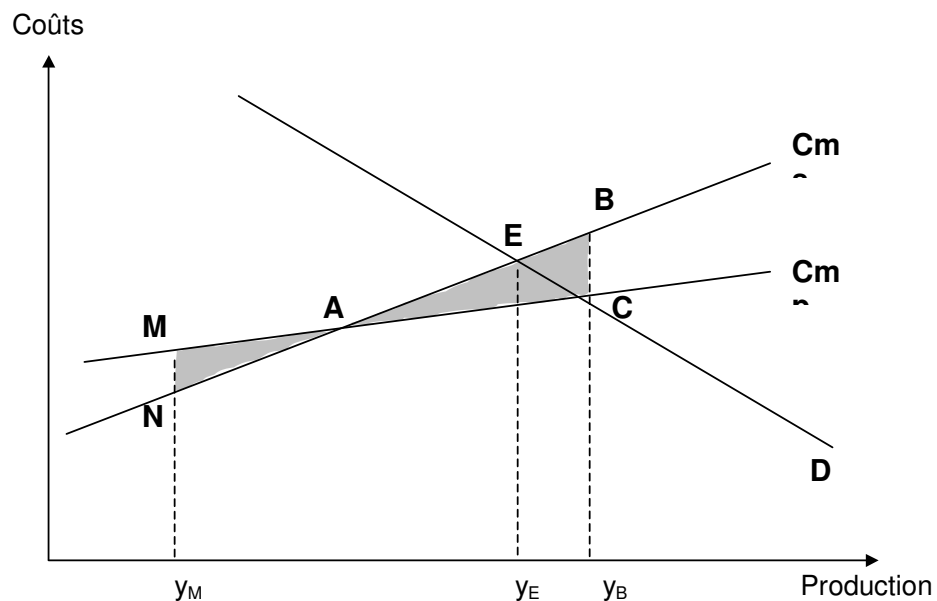
Cependant, le principe *"non pollueur, non payeur"* prévoit également que les individus soient taxés au prorata des pollutions émises, si la mise aux normes

ne suffit pas à limiter les pollutions émises en deçà d'un seuil établi. En ce sens, le principe *"non pollueur, non payeur"* n'est donc pas totalement incompatible avec le principe *"pollueur, payeur"*.

En France, les Agences de l'eau fondent leurs actions sur ce principe *"non pollueur, non payeur"*, ou plus exactement *"pollueur sociétaire"* (Commissariat Général au Plan, 1997). En effet, le fonctionnement des Agences s'appuie plus sur une mutualisation qu'une optimisation de la gestion de l'eau. *"Les dispositifs d'aides et de redevances sont le lieu de conflits potentiels et de leur résolution, sous forme de compromis financiers"* (Commissariat Général au Plan, 1997 : 97). Dans ce système, la redevance est perçue par les participants comme une cotisation ouvrant droit à un juste retour du montant cotisé.

Une étude présentée par Rainelli P. et Vermesch D. en 1997 sur l'évaluation des Agences de l'eau permet d'illustrer les effets de ce principe *"non pollueur, non payeur"* (figure 11). Sous l'hypothèse que les émissions polluantes sont proportionnelles aux productions y , le coût marginal social (Cms) et privé (Cmp) augmentent avec le niveau de production y .

Figure 11 : Représentation des effets du principe *"non pollueur, non payeur"*



Source : P. Rainelli et D. Vermersch, INRA 1997.

Le point A représente la situation où la production d'externalités négatives et positives se compensent marginalement.

Pour un niveau de production y_B , les dommages occasionnés sont plus importants et le coût marginal social est plus élevé (B). La restauration de l'optimum passe alors par l'application d'une redevance (dont le montant est équivalent à surface ABC). Réciproquement, pour un niveau de production en deçà du point A (y_M), une rémunération des services rendus par l'agriculture sur l'environnement devrait être prévue (surface AMN).

D'autre part, la mise en place d'une taxe, dans le cadre de l'application du principe "*pollueur, payeur*" va entraîner un déplacement de la courbe de coût marginal privé (C_{mp}) vers le haut. Théoriquement, le niveau optimal de production devient alors y_E , soit un niveau de production inférieur à y_B .

Dans le cadre du principe "*non pollueur, non payeur*" et si l'on suppose que le montant des dommages ABC correspond au coût de la mise aux normes des installations agricoles, la diminution des dommages engendrée par cette mise aux normes va déplacer vers le bas la courbe du coût marginal social (C_{ms}). Dans ce cas, la production optimale est comprise entre y_E et y_B et le niveau d'émission devient alors supérieur à l'optimum social défini en E.

D'autre part, les travaux de mise aux normes dans ces élevages "*se traduisent généralement par une rationalisation des bâtiments et donc des gains de productivité*" (Rainelli P., Vermesch D., 1997 : 19), potentiellement à l'origine d'une augmentation de la production finale.

Enfin, les problèmes informationnels concernant le coût marginal privé de dépollution des firmes ne permettent pas de s'assurer de l'optimalité des aides accordées pour la mise aux normes des exploitations, ce qui entraîne un certain nombre d'inefficacités. Selon le Commissariat Général au Plan (1997), "*même si ce système a son utilité et sa légitimité, il ne permet pas d'économiser les ressources et conduit plutôt soit à des sur-investissements, soit à des sous-investissements et n'incite pas toujours les pollueurs à adopter des comportements plus respectueux de l'environnement*".

Malgré les différentes formes d'inefficacités qu'engendre l'application du principe "*non pollueur, non payeur*", il représente aujourd'hui une tentative de solution. En effet, le statut particulier de l'agriculture face aux problèmes

d'environnement et les revendications de la profession et de différents syndicats agricoles ont généré des résistances à l'application directe du principe "*pollueur, payeur*".

Selon Rainelli P. et Vermesch D. (1997), l'application du principe "*non pollueur, non payeur*" implique la reconnaissance de l'attribution du droit de propriété de la fonction épuratrice des sols aux agriculteurs ; le versement de subventions à l'investissement s'interprète alors comme le rachat par la collectivité de cette fonction épuratrice auprès des agriculteurs.

De fait, l'application de ce principe résulte d'un processus de négociations entre Profession agricole et Etat ; négociations dont l'enjeu repose sur l'attribution initiale des droits de propriété de la fonction épuratrice des sols. Aujourd'hui, ces droits sont accordés aux agriculteurs, mais il se peut que de nouvelles négociations (notamment sous la pression de l'opinion publique et des pouvoirs publics), conduisent à réviser cette attribution. Pour les économistes, outre les distorsions générées par l'octroi de subventions, le risque lié à ce système est que ces aides "*conduisent à figer une situation en créant des rentes de situation et en empêchant l'action du progrès technique*" (Bonnieux F. et al., 1991). Comme nous le verrons dans la section suivante, les aides accordées sont effectivement envisagées par les pouvoirs publics, comme une solution transitoire.

2.1.2.3. La pérennité des politiques agri-environnementales

Les pouvoirs publics, pour des raisons évidentes d'équilibre des marchés et d'équilibre budgétaire, ont tendance à privilégier sur le long terme l'application du principe "*pollueur, payeur*". D'une part, et comme nous l'avons préalablement souligné, l'application de ce principe permet d'éviter les distorsions qu'engendrent les subventions sur le marché, et d'autre part, le financement de la dépollution se fait à partir des fonds privés des pollueurs, sans gréver le budget de l'Etat.

Par conséquent, les politiques de protection de l'environnement ne sont pas mises en place avec les mêmes perspectives de durabilité ; selon une étude menée par l'OCDE en 1989, les politiques de long terme sont définies comme

celles étant compatibles avec le principe *"pollueur, payeur"*. Les politiques dites *transitoires* sont, elles, définies comme des actions d'aides financières envisagées *"lors de nouveaux programmes redéfinissant les obligations des agriculteurs en matière d'environnement, quand ces aides permettent d'obtenir des résultats plus rapides"* (OCDE, 1989). Enfin, les politiques *exceptionnelles* se caractérisent par des aides octroyées pour améliorer les facteurs contribuant à la qualité de l'environnement. Ces dernières peuvent avoir des formes très différentes (garantie du revenu des agriculteurs, versement de subventions pour réduire les excédents, etc ...).

Dans cette perspective, les politiques appliquant le principe *"non pollueur, non payeur"* ne sont que transitoires. Le PMPOA est une politique qui entre dans cette catégorie, et est défini comme politique transitoire de manière explicite : l'arrêté du 2 novembre 1993 est relatif à la protection des eaux contre les pollutions d'origine agricole et prévoit, à ce titre, la mise en place de *"certaines dispositions transitoires applicables aux exploitations d'élevage"*.

Bien entendu, le devenir de ces politiques dépend aussi en grande partie des résultats des négociations entre la Profession agricole et les pouvoirs publics. Comme nous le verrons de manière plus détaillée, l'influence des syndicats agricoles est considérable ; ces groupes représentent aujourd'hui une puissance économique et de négociation, capable d'influer sur les décisions de l'Etat. Des négociations pourraient d'ailleurs s'avérer nécessaires car, comme nous l'avons vu, l'application du principe *"pollueur, payeur"* soulève également un certain nombre de problèmes économiques et éthiques, et n'est pas adapté à l'aspect diffus des pollutions agricoles. En outre, le statut particulier de l'agriculture vis à vis de l'environnement, en sa qualité d'émetteur-récepteur de la qualité environnementale doit faire partie des considérations lors de la mise en place du principe *"pollueur, payeur"*. On l'a vu, les interventions pour réguler les pollutions d'origine agricole ne peuvent pas toujours s'apparenter à celles employées pour réduire les pollutions d'origine industrielle.

2.2. Le programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole

2.2.1. La législation et les réglementations

2.2.1.1. Les fondements législatifs

Le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole est un programme national de limitation des pollutions azotées animales. Ce programme, défini par l'arrêté du 2 novembre 1993³⁸ du ministère de l'Environnement, est un programme volontaire et contractuel.

Conçu initialement en trois volets (un volet "produits phytopharmaceutiques", un volet "pollutions azotées minérales" et un volet "pollutions organiques animales"), seule l'action concernant les pollutions d'origine animale est actuellement mise en œuvre.

L'objectif du PMPOA est de limiter les sources ponctuelles et diffuses des pollutions provenant des élevages, en mettant aux normes les exploitations d'élevage (restauration des bâtiments existants et accroissement des capacités de stockage des effluents). Une des particularité du PMPOA est qu'il permet en même temps, aux agriculteurs de régulariser leur situation vis à vis de la réglementation des installations classées. En effet, si l'éleveur se trouve en situation d'infraction vis à vis de cette réglementation, notamment en raison d'effectifs supérieurs à ceux autorisés ou déclarés, une procédure de régularisation est ouverte.

Concrètement, l'adhésion au PMPOA est individuelle, mais sur certains bassins versants fragilisés, il est possible de mettre en œuvre des "opérations coordonnées", qui regroupent plusieurs producteurs aux alentours du site à protéger.

L'adhésion au PMPOA se fait en différentes étapes. La première étape à suivre est un dépôt d'une demande préalable par l'éleveur auprès d'un guichet unique, mis en place expressément pour le programme par la direction départementale de l'agriculture. Dans un second temps, cette demande débouche sur un diagnostic d'exploitation (Diagnostic d'Environnement de

³⁸ Arrêté du 2 novembre 1993, modifiant l'arrêté du 28 octobre 1975 modifié, pris en exécution des articles 3, 5, 6, 10, 11 et 15 du décret n° 75-996 du 28 octobre 1975 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi du 16 décembre 1964 modifiée relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et prévoyant certaines dispositions transitoires applicables aux exploitations d'élevage.

l'Exploitation d'Elevage ou DEXEL). Cette étude préalable est réalisée pour le compte de l'éleveur par des techniciens agréés ; elle permet de déterminer la nature et le montant des travaux à réaliser pour que l'exploitation soit mise aux normes. Le diagnostic d'exploitation est effectué par les Instituts de l'élevages et les Chambres d'Agriculture, alors que le financement est assuré en totalité par l'Etat et les Agences de l'eau (6000 francs TTC). Par la suite, les divers financeurs publics (Etat, collectivités locales et Agences de l'eau) s'accordent sur l'assiette des travaux éligibles avant de signer un contrat de maîtrise des pollutions avec l'éleveur. La réalisation des travaux est, elle, effectuée par une entreprise locale que l'agriculteur choisit et, en fin de programme, la conformité des travaux est contrôlée.

Au niveau national, l'état d'avancement des travaux a été largement retardé. Selon Vogler J-P. (2001), en décembre 1999, seulement 24000 contrats ont été signés sur 77000 (représentant un engagement de 4,3 milliards de Francs sur les 10 prévus) et 6500 contrats ont été soldés (soit 8,5% du total). Ce retard tient à la lourdeur des procédures mais aussi aux difficultés de financement. En effet, la mise en place du PMPOA a préalablement nécessité l'installation des guichets uniques, la mobilisation et la formation des Dexelistes, l'information des agriculteurs avec très peu de moyen humain (et une réticence initiale de la Profession agricole) et enfin, l'harmonisation de l'intervention des différents financeurs, chacun ayant leurs propres exigences et circuits de décision. Pour faire face aux difficultés de financement, il a fallu en 1997 augmenter les dotations de l'Etat de 150 millions de Francs, via le FNDAE³⁹.

³⁹ Fond National d'Adduction d'Eau Potable

Au niveau régional, les retards pris dans l'état d'avancement des dossiers sont très variables. La région Aquitaine fait partie des régions qui ont démarré tardivement, mais où le programme est maintenant bien lancé. Cependant, elle ne représente pas les mêmes enjeux que la Bretagne, avec ses 2 025 exploitations intégrables, et un budget total de près de 600 millions de francs (Chambre d'agriculture régionale, 1998).

2.2.1.2. Modalités d'intégration des exploitations d'élevage

Dans le cadre du PMPOA, la mise aux normes des exploitations est prioritairement proposée aux grosses exploitations agricoles. En définitive, on fait le postulat que les plus grosses exploitations sont a priori les plus polluantes. Le calendrier d'intégration (tableau 3) prévoit ainsi l'intégration des exploitations d'élevage les plus importantes les premières années du programme.

Tableau 3 : Exploitations intégrables au PMPOA et plancher d'intégration⁴⁰

Type d'élevage	Unités	Années d'intégration							
		1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Porcs	Places > à 30 kg	1 000	800	650	550	450	450	450	450
Bovins	UGB	200	150	100	100	100	90	80	70
Poules pondeuses	Places	60 000	50 000	40 000	30 000	20 000	20 000	20 000	20 000
Volaille de chair	M ²	3 400	2 550	1 700	1 530	1 190	1 190	1 190	1 190
Canards (gaver et rôtir)	Places					10 000	10 000	10 000	10 000
Oies (gaver et rôtir)	Places					6 700	6 700	6 700	6 700
Palmipèdes en gavage	Places					4 000	4 000	2 000	1 000

L'arrêté du 2 novembre 1993, prévoit l'intégration "*des seules exploitations d'élevage soumises à la législation sur les installations classées*". Cependant,

les modalités d'intégration sont différentes selon le type d'élevage. Pour les porcs et les volailles, seuls les élevages soumis à autorisation au titre de la réglementation des installations classées, peuvent bénéficier du programme. Pour les bovins, les élevages soumis à autorisation et à déclaration peuvent bénéficier du programme. Le seuil plancher d'intégration des exploitations bovines est en effet de 70 UGB (Unité Gros Bovin), seuil équivalent aux 40 vaches laitières exigées pour la déclaration. L'UGB (ou UGBN "Unité Gros Bovin Nitrate") est un indicateur de la quantité moyenne d'azote produite dans les déjections animales ; il correspond à une émission journalière de 200 grammes d'azote dans les déjections, soit 73 kilogrammes par an.

Enfin, la mise aux normes dans le cadre des "opérations coordonnées" n'est pas soumise aux mêmes contraintes de taille d'élevage et de calendrier que celle des opérations individuelles. En effet, les exploitations en dessous des seuils d'intégration 2001 peuvent bénéficier du programme, sur des bases équivalentes aux autres élevages (arrêté du 2 novembre 1993).

2.2.1.3. Application du principe "*non pollueur, non payeur*"

La mise en place du PMPOA représente une avancée nouvelle dans la gestion des pollutions agricoles. C'est en effet le premier programme français s'inscrivant dans la logique du principe "*non pollueur, non payeur*". Il est, à ce titre, prévu d'aider les agriculteurs à mettre aux normes leurs exploitations, de telle sorte qu'ils réduisent leurs pollutions et qu'ils n'aient pas à s'acquitter de la redevance pollution. L'aide est versée sous la forme d'une subvention à l'équipement (et parfois de prêts à taux bonifiés), et couvre théoriquement les deux tiers du coût de la mise aux normes (le premier tiers est financé par l'Etat ou les collectivités territoriales, le second, par les Agences de l'eau) ; le tiers restant étant à la charge de l'agriculteur lui-même. Parallèlement, les éleveurs susceptibles de bénéficier de ces aides sont assujettis à une redevance pollution, dans le cas où le niveau de pollution après mise aux normes,

⁴⁰ Donné dans l'arrêté du 2 novembre 1993, puis complété dans l'arrêté du 22 décembre 1997 pour les intégrations 1999-2001.

dépasserait les seuils établis (voir ci-après pour les modalités de calcul de la redevance). Mais, dans la pratique, les modalités de calcul conduisent à un très faible montant de la redevance.

L'application du principe "*non pollueur, non payeur*" a été largement critiqué, pour des questions de fond et de forme. D'une part, comme nous l'avons préalablement souligné, l'application d'un tel principe revient à accorder le droit de propriété de la fonction épuratrice des sols aux agriculteurs. L'essentiel des pollutions d'origine industrielle et domestique étant soumis au régime du principe "*pollueur, payeur*", l'opinion publique en général ne voit pas toujours d'un bon œil le fait d'accorder des subventions publiques à des agriculteurs, à l'origine de pollutions parfois importantes. Cette aversion est d'autant plus forte que dans le cadre du PMPOA, le versement des subventions est destiné à permettre le respect de la réglementation des installations classées, c'est à dire en d'autres termes, le respect de la loi.

D'autre part, et comme nous le verrons au paragraphe 2.2.2.1., les modalités d'application d'un tel principe sont soumises à discussion. En effet, les coefficients appliqués au calcul de la redevance sont tels qu'ils permettent l'exonération d'une grande partie des agriculteurs. En définitive, les redevances, pourtant initialement prévues comme tel, ne constituent pas un outil de gestion de la pollution agricole.

2.2.2. Fonctionnement du programme et modalités d'indemnisation

2.2.2.1. Le système de primes et de redevances prévu dans le PMPOA

Les fondements juridiques de la taxe sont contenus dans trois arrêtés : la loi du 16 décembre 1964 concernant la création des Agences de l'eau et des redevances, l'Arrêté du 28 octobre 1975 concernant la définition du système de calcul des redevances et l'arrêté du 2 novembre 1993, concernant l'intégration des élevages dans le système de redevance.

La redevance est calculée par espèce et par bâtiment⁴¹. La mise en application est prévue en janvier 2000 pour les intégrables 1994, 1995, 1996 et 1997. La redevance est calculée à partir des déclarations 1999, basée sur une déclaration d'activité polluante (DAP) et un formulaire spécifique aux différents ateliers de production (bovin, porcin, volaille, palmipèdes) que doit remplir l'agriculteur. Enfin, le recouvrement de la redevance est progressif. La première année, seulement 40 % de la redevance nette est exigée, puis 50 %, l'année suivante, etc...

Dans un premier temps, la redevance brute est estimée en multipliant l'effectif animalier présent sur l'exploitation par un coefficient spécifique de pollution pour chaque unité d'élément polluant et par le taux de base de la redevance.

Les coefficients spécifiques de pollution⁴² sont définis pour quatre éléments polluants : les matières en suspension (MES), les matières oxydables (MO), l'azote réduit (NR) et le phosphore (P). D'autre part, les taux de base de la redevance sont appliqués seulement si l'agriculteur produit au moins 200 équivalents habitants, sinon il est considéré comme non pollueur et est exonéré de redevance (tableau 4).

Tableau 4 : Taux de base de la redevance (en francs par an)

Kg/jour	VIème programme			VIIème programme				
	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
MES	176.19	186.28	200.87	189.50	191.39	192.92	192.92	192.92
MO	292.56	314.37	338.53	347.13	350.60	353.40	353.40	353.40
NR	269.79	287.15	293.75	343.07	346.50	349.27	349.27	349.27
P	218.23	295.62	378.03	460.81	465.42	469.14	469.14	469.14
Seuil de perception	8 174	8 304	8 935	9 068	9 158	9 230	9 230	9 230

Source : Agence de l'eau Adour-Garonne, octobre 1999

Dans un deuxième temps, l'estimation de la redevance nette tient compte des primes pour épuration. Ces primes pour épuration ont pour objet de tenir compte de la pollution supprimée ou évitée. Elles sont estimées en multipliant la redevance brute par un coefficient, dit coefficient de prime. La détermination

⁴¹ Les bovins en pâturage sont exclus du calcul de la redevance ; un abattement pour pâturage est estimé et les effectifs soumis à la redevance sont réduits d'autant.

⁴² Ils ont été définis lors de la délibération 91/37 du 17 octobre 1991, pour la période 1994-1996 (VIème programme des Agences), et lors de la délibération 96/26 du 26 octobre 1996, pour la période 1997-2001 (VIIème programme).

des coefficients de primes est donnée en annexe II de l'arrêté du 2 novembre 1993 (tableau 5)⁴³.

Tableau 5 : Valeurs des coefficients de primes des exploitations d'élevage

	Récupération des effluents	Moyenne	Bonne	Très bonne
Épandage d'effluents	Eléments de l'assiette	Coefficients applicables		
Classe I	MES	1.00	1.00	1.00
	MO	0.72	0.81	0.90
	NR	0.72	0.81	0.90
	P	1.00	1.00	1.00
Classe II	MES	1.00	1.00	1.00
	MO	0.64	0.72	0.80
	NR	0.64	0.72	0.80
	P	1.00	1.00	1.00
Classe III	MES	1.00	1.00	1.00
	MO	0.48	0.54	0.60
	NR	0.48	0.54	0.60
	P	1.00	1.00	1.00

Ces coefficients tiennent compte à la fois de la qualité de l'épandage (classes I, II, III) et de celle de la récupération des effluents (classes "moyenne", "bonne" et "très bonne"). Les exploitations les plus polluantes sont celles classées à la fois en classe III pour la qualité de l'épandage et en classe "moyenne" pour la qualité de la récupération des effluents ; les exploitations dites non polluantes se situent à la fois en classe I pour la qualité de l'épandage et classe "très bonne" pour la qualité de la récupération des effluents.

Ainsi, pour une exploitation notée en classe II pour l'épandage et en classe "bonne" pour la récupération des effluents, on estime que 72 % de la quantité d'azote produite par cette exploitation est correctement récupérée et épandue

⁴³ Les rendements de dépollution pour les matières en suspension et le phosphate sont pour l'instant fixés à 100 %. De fait, cela revient à exclure du calcul de la redevance ces deux éléments.

et n'affecte pas l'environnement ; dans ce cas, seuls 28 % de cet azote part dans l'environnement (sols, eaux, atmosphère).

Les critiques formulées à l'encontre de la redevance portent essentiellement sur le décalage entre le principe même de la redevance et la pratique de celle-ci, compte tenu du jeu des primes pour épuration et des taux de taxe en vigueur. D'une part, il convient de noter que les rendements de primes pour les matières en suspension et le phosphate sont fixés à 100 %. De fait, cela revient à exclure du calcul de la redevance ces deux éléments, ce qui est en soi un non sens, puisqu'ils sont à l'origine de diverses formes de pollutions dans les eaux.

D'autre part, les caractéristiques techniques de la redevance conduisent à une exonération quasie totale des élevages. Une étude effectuée par l'INRA pour l'Agence Loire-Bretagne montre qu'une fois les travaux de mise aux normes réalisés, plus des trois quarts des exploitations de la région seront en dessous du seuil de perception de la redevance : *"en l'absence de travaux, seuls 12% d'entre eux se seraient déjà trouvés en dessous du seuil de perception"*. L'argument avancé par les Agences de considérer les aides accordées comme une sorte de redistribution "mutualisée" de la redevance pollution ne tiendrait alors pas. De fait, le PMPOA est financé en grande partie (40 %) par les redevances payées par les consommateurs d'eau ; en l'état *"la redevance élevage n'a donc aucun effet incitatif ou dissuasif"* (Vogler, 2001).

2.2.2.2. Les travaux de mise aux normes pour les bovins et les porcins

Les travaux de mise aux normes de l'exploitation concernent en priorité l'aménagement des bâtiments existants. Une subvention pour la construction de bâtiments neufs est parfois envisagée lorsque la capacité de stockage des déjections excède une durée de 4 mois (c'est à dire lorsque l'exploitation n'est pas conforme à la réglementation sur les installations classées) ⁴⁴.

Les travaux éligibles à la prime pour épuration ont été listés dans la circulaire DEPSE/SDEEA n° 7016 du 22 avril 1994 et concernent :

- a) les nouvelles capacités de stockage de fumier, lisier et autres effluents liquides
- b) les réseaux et matériels fixes de transfert des effluents d'une fosse à l'autre
- c) les travaux et équipements ayant pour effet d'éviter l'écoulement des eaux pluviales vers les dispositifs de stockage et d'éviter la dispersion des eaux souillées (couverture et réfection des aires d'exercice ou des ouvrages de stockage, gouttières et descentes pluviales...)
- d) les travaux visant l'étanchéité des réseaux de collecte et des ouvrages de stockage des effluents
- e) les dispositifs non mécanisés de séparation solides - liquides (filtre à paille, décanteurs...)
- f) les barrières anti-chutes autour des fosses
- g) les systèmes de désodorisation du lisier par aération mécanique
- h) les matériels d'épandage par irrigation, avec rampe près du sol ou avec des pendillards, ou matériels fixes d'aspersion si le lisier est désodorisé
- i) pour la production porcine, les systèmes d'alimentation et d'abreuvement économes en eau, les systèmes d'alimentation multiphases nécessaires au régime alimentaire, les compteurs d'eau.

Dans certains cas, une étude des sols peut être jugée nécessaire (par la DDAF). Le coût de cette étude peut être intégré à celui des travaux.

Les travaux hors liste sont à la charge de l'agriculteur. Ce point est justifié pour éviter que certains agriculteurs profitent des subventions versées pour restaurer l'ensemble de leur exploitation. Pourtant, la mise aux normes des exploitations représentent pour nombre d'agriculteurs une véritable remise en cause du système de gestion de l'exploitation. Selon les techniciens de la Chambre d'Agriculture du Lot et Garonne, le PMPOA entraîne pour le producteur des coûts supplémentaires allant au delà du tiers annoncé.

La circulaire DEPSE/SDEEA n° 7016 du 22 avril 1994 prévoit également le plafonnement de certaines aides (tableau 6).

Il convient de noter que la détermination de la valeur de ces plafonds n'a pas fait l'objet d'études économiques préalables et repose plus sur l'enveloppe budgétaire disponible.

Tableau 6 : Plafonds d'investissement par type de travaux

TYPE DE TRAVAUX	PLAFONDS
Capacités nouvelles de stockage de lisier	300 F/m ³
Gouttières et descente d'eaux pluviales	110 F/ml
Systèmes d'alimentations économes en eau (porcs)	100 F/place de porcs à l'engrais 50 F/place de porcs en post sevrage
Systèmes d'alimentation multiphase (porcs)	150 F/place de porc à l'engrais

Les travaux peuvent être réalisés en deux tranches fonctionnelles, la première tranche devant apporter une amélioration significative de l'état des bâtiments et des pratiques d'épandage. En cas d'une augmentation des effectifs postérieure à la réalisation des travaux, les capacités de stockage devront être augmentées de telle sorte que la durée de stockage reste au moins égale à celle prévue dans le projet initial.

⁴⁴ Dans la limite de la durée de stockage préconisée par le diagnostic, les subventions s'appliquent pour les 5^{ème}, 6^{ème} ou 7^{ème}... mois de stockage.

Les aides versées aux agriculteurs pour la réalisation des travaux sont apportées sous la forme d'une subvention en capital. L'aide globale couvre les deux tiers des travaux subventionnables. L'Etat ou les collectivités territoriales accordent une subvention au taux de 30 % du montant de ces investissements. Dans certains cas, la DDAF accorde une subvention équivalente ou prêt à taux bonifié (prêts spéciaux élevage, prêts spéciaux de modernisation et prêts à moyen terme spéciaux)⁴⁵. Cette subvention équivalente ne doit pas excéder 5 % du montant de la subvention⁴⁶.

Théoriquement, les Agences de l'eau couvrent le deuxième tiers par une subvention en capital. En définitive, elles définissent leur propre montant éligible des travaux, qui peut être différent de celui retenu par l'Etat. Cela tient notamment aux différences concernant la prise en compte de l'effectif animalier ; les Agences basent l'assiette de calcul des montants éligibles sur les effectifs animaliers de 1994 (première année de mise en place du programme), alors que l'Etat et les collectivités locales se serviraient de l'effectif réel au moment de l'étude préalable.

De fait, en fonction des calculs effectués par chacune des parties, la subvention totale ne couvre pas systématiquement les deux tiers du montant des travaux. Par exemple, en région Aquitaine, les subventions accordées varient entre 86 % et 47 % du coût total, la part financière à la charge de l'exploitant oscillant entre 14 et 53 % du coût total retenu par l'Agence de l'eau.

2.2.2.3. Les travaux de mise aux normes pour les élevages avicoles

Les élevages avicoles ont fait l'objet d'instructions ultérieures (circulaire DEPSE/SDEEA n° 7021 du 18 avril 1995). Un certain nombre de dispositions reste identique à celles prévues pour les élevages bovins et porcins, notamment celles concernant les nouvelles capacités de stockage.

⁴⁵ Les tables de subventions équivalentes sont diffusées dans la note de service DEPSE n° 94/7006 du 4 février 1994.

⁴⁶ Pour les jeunes agriculteurs qui réalisent leurs travaux dans le cadre du PAM (Plan d'Amélioration Matérielle), l'aide totale peut atteindre 43,75 % en zone de plaine et de 56,25 % en zones

La liste des travaux subventionnables est par contre en partie modifiée. Les travaux d'aménagement des bâtiments sont également listés dans la circulaire DEPSE/SDEEA n° 7021 du 18 avril 1995. Sont éligibles à la subvention :

- a) les travaux et équipements ayant pour effet d'éviter l'écoulement des eaux pluviales vers un dispositif de stockage (couverture des ouvrages de stockage, gouttières et descentes pluviales...)
- b) les travaux visant à l'étanchéité des réseaux de collecte et des ouvrages de stockage des effluents
- c) le matériel fixe de transfert des déjections vers les lieux de stockage et dispositifs non mécanisés de séparation de solides liquides.
- d) le matériel d'épandage par irrigation avec rampe près du sol ou avec pendillards, ou matériels fixes d'aspersion si le lisier est désodorisé.
- e) les dispositifs antigapillage de l'eau, notamment les systèmes d'abreuvement économes en eau (pipettes)
- f) les équipements d'alimentation multiphase, visant à réduire de façon significative les quantités d'azote excrétées.
- g) les installations de séchage des lisiers de volaille, y compris les appareils de ventilation des fosses et des litières, les systèmes de désodorisation des lisiers par aération mécanique, à condition qu'un compteur électrique permette de vérifier leur fonctionnement.
- h) les haies vives et massifs arbustifs ayant pour objet d'assurer une bonne répartition des animaux sur l'aire qui leur est affectée, pour les élevages utilisant des parcours.

De la même manière que pour les élevages bovins et porcins, certaines aides sont plafonnées (tableau 7).

Tableau 7 : Plafonds d'investissement pour les élevages avicoles

TYPE DE TRAVAUX	PLAFONDS
Capacités nouvelles de stockage de lisier	300 F/m ³
Gouttières et descente d'eaux pluviales	110 F/ml
Alimentation multiphase (volaille)	35 F/m ²

défavorisées. La subvention en capital couvre 30 % des travaux, à laquelle peut s'ajouter un prêt spécial jeune agriculteur, sur la différence autorisée.

Haies vives et massifs arbustifs	1 F/m ² de parcours
----------------------------------	--------------------------------

En dehors des prêts spéciaux de modernisation et des prêts spéciaux d'élevage qui ne sont pas octroyés pour les élevages avicoles, les modes de calcul des aides reposent sur les mêmes règles que celles prévues pour les élevages bovins et porcins.

2.2.3. La mission d'évaluation du PMPOA

La mise en place du PMPOA a soulevé de très nombreuses critiques, vu son coût très supérieur aux prévisions initiales, son impact peu perceptible sur la qualité des eaux et le fait qu'il favorise les gros élevages et donc l'accroissement de la production. Face à ces critiques, un rapport a été conjointement réalisé, en juillet 1999, par l'Inspection Générale des Finances, le Conseil Général du Génie Rural des Eaux et Forêts (CGGREF) et le Comité Permanent de Coordination des Inspections (COPERCI).

Après avoir identifié un certain nombre d'insuffisances ou d'inadéquations présentes dans le PMPOA, le rapport conclut cependant à l'intérêt de poursuivre ce programme *"sous réserve d'une révision profonde à entreprendre sans délais"*. Dans cette perspective, un nouveau décret et un nouvel arrêté (Agriculture-Budget-Environnement) vont venir consolider le PMPOA sur le plan juridique ; ils proposent notamment de définir des *"zones prioritaires d'action PMPOA"* et de réduire les plafonds subventionnables.

2.2.3.1. Le dépassement des coûts prévisionnels

Au moment de la mise en place du PMPOA, le coût total du programme avait été estimé à 7,3 milliards de francs, soit une charge d'environ 4,7 milliards de francs pour les finances publiques (Etat, collectivités locales et Agences de l'eau). Or, le coût total a été réestimé en cours de programme, à partir des sommes correspondant aux dossiers pour lesquels des arrêtés de subvention avaient déjà été pris (au 31 décembre 1998), et des crédits restant à engager

pour le financement des élevages intégrables entre 1994 et 1998. L'étude montre que le véritable coût du programme doit en définitive osciller entre 14,8 et 15,3 milliards de francs. Pour les finances publiques (agences de l'eau incluses), les fonds à débloquent sont alors compris entre 9,5 et 10 milliards de francs (soit plus de deux fois les montants prévus).

Selon la mission d'évaluation du PMPOA, l'explosion du coût du programme s'explique par la sous-estimation initiale de quatre paramètres : le nombre d'exploitations susceptibles d'intégrer le programme, le nombre d'animaux qu'elles détiennent, le taux d'intégration effectif et le coût moyen des travaux éligibles.

Le PMPOA a eu en effet un succès inattendu auprès des éleveurs. Compte tenu des réticences affichées par la profession agricole en début de programme, les estimations prévoient un taux d'intégration de seulement de 40% pour les élevages porcins et avicoles et de 70% pour les élevages bovins.

D'autre part, une étude menée par l'INRA en mai 1997, à partir de l'exemple du bassin Loire Bretagne, montre que les économies d'échelle ont été sous-évaluées. L'étude montre en effet que plus les exploitations sont petites, plus le coût relatif des programmes de dépollution est élevé.

Enfin, le coût moyen de la mise aux normes des élevages bovins (qui représentent près de 90 % des intégrables) se trouve être beaucoup plus élevé que prévu (de 200 à 400%). Par exemple, sur le bassin de Seine Normandie, le coût moyen est de 385 000 F par exploitation, soit plus de 2,7 fois plus que prévu.

2.2.3.2. Une efficacité environnementale non démontrée

La Commission d'évaluation du PMPOA aborde également la question de l'impact environnemental du programme, compte tenu des mesures retenues pour limiter les pollutions d'origine agricole. Rappelons que ces mesures varient en fonction de la nature des pollutions à réduire.

La mise aux normes des bâtiments d'élevage vise, à réduire les pollutions ponctuelles à la sortie des bâtiments (notamment liées aux problèmes d'écoulements). La réduction des pollutions diffuses passe, elle, par l'accroissement des capacités de stockage des effluents, qui doit théoriquement permettre une meilleure gestion de l'épandage (si le plan d'épandage est respecté). Ce volet repose par conséquent sur la modification des pratiques agricoles, et notamment d'épandage.

C'est cet aspect qui soulève le plus de doutes quant à l'efficacité des mesures prises. Le rapport d'évaluation du PMPOA souligne le fait que les pratiques agricoles évoluent lentement.

En outre, les plans d'épandage sont établis en fonction des valeurs plafonds données par la directive nitrate, et sont déconnectées des besoins de la plante et des reliquats présents dans le sol, ce qui n'offre aucune garantie de maîtrise des fuites d'azote vers le milieu naturel. *"En Bretagne, la pression d'azote d'origine organique moyenne est de l'ordre de 230 kilogrammes par hectare, alors que la capacité d'exportation moyenne par les plantes ne dépasse pas 152 kilogrammes"*(Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie et Al., 1999). Ce bilan ne tient pourtant pas compte des reliquats d'azote présents dans le sol (qui peuvent atteindre jusqu'à 200 kilogrammes d'azote par hectare pour certaines parcelles surfertilisées en continu). *"En d'autres termes, la surfertilisation est massive et les risques élevés, d'autant plus que les cultures à risque (maïs sur maïs par exemple) restent fréquentes et la gestion des intercultures faiblement développée"*.

Par ailleurs, en plus du faible pouvoir incitatif de la redevance, très peu de contrôles sont opérés pour vérifier le respect du plan d'épandage. Les rares contrôles sur place sont généralement déclenchés par des plaintes du voisinage. Cette situation est cependant appelée à évoluer puisque le Ministre de l'aménagement du territoire et de l'environnement a demandé aux services d'intensifier les contrôles, afin de parvenir à un taux de contrôle de l'ordre de 5 % par an pour les établissements soumis à autorisation (soit en moyenne un contrôle tous les vingt ans pour chaque exploitation).

En ce qui concerne l'impact sur l'environnement, le rapport d'évaluation estime que le PMPOA n'a pas eu l'impact escompté. Certes, le degré d'exposition au risque de pollutions sur le territoire français n'est pas homogène, mais

globalement, la qualité des eaux continue de se dégrader, en particulier dans les zones d'élevage intensif.

En ce qui nous concerne, nous pensons qu'il convient de nuancer cette analyse. En effet, fin 1999, le PMPOA était à peine entré dans sa phase active de mise en œuvre, et seulement 6 500 élevages avaient terminé leurs travaux. En outre, compte tenu des délais de transferts existant entre l'émission d'une pollution et la contamination des eaux (pouvant aller jusqu'à une dizaine d'années), les effets du programme ne pourront probablement être connus que sur un terme plus long.

2.2.3.3. Discussion des critères d'éligibilité des exploitations

Au moment de la constitution du programme, on a considéré que les plus gros élevages sont a priori les plus polluants. Or, la mission d'évaluation du PMPOA souligne le fait que l'intégration des élevages par classe de taille décroissante a engendré deux formes d'effets pervers.

L'intégration des plus gros élevages a dans un premier temps entraîné une distorsion de concurrence, notamment dans les zones en excédents structurels. Ces élevages ayant bénéficié de financements avantageux lors de leur mise aux normes, ils ont pu avant les autres, monopoliser les terres mises à disposition pour épandre leurs excédents. D'autre part, la dérive financière du PMPOA remet en question la poursuite du programme, dans les mêmes conditions financières. L'Etat se trouve alors une situation délicate car s'il modifie les plafonds d'aides pour les années suivantes, non seulement, la mesure devient inéquitable mais en outre, le programme aura contribué à accentuer les distorsions de concurrence en faveur des élevages les plus importants.

De son côté, la confédération paysanne revendique l'intégration dans le programme des petits élevages (inférieurs à 70 UGB). Cette revendication repose sur trois arguments principaux. Le premier argument avancé est celui de l'équité des traitements, dans la mesure où l'ensemble des exploitations

devrait être soumis, dans le futur, aux mêmes normes environnementales. D'autre part, il s'agit de favoriser dès maintenant, l'équilibre entre efficacité environnementale et impératif de pérennité économique des exploitations. Enfin, l'intégration des exploitations agricoles dans le PMPOA, quelle que soit leur taille, est compatible avec une approche territoriale de la protection de l'environnement.

L'argument concernant les normes environnementales est réfuté par la mission d'évaluation car seules les exploitations soumises au régime des installations classées sont appelées à s'acquitter de la redevance pollution (arrêté du 2 novembre 1993). Il convient cependant de rappeler que l'ensemble des élevages porcins et avicoles soumis à déclaration, ne fait pourtant pas partie des élevages intégrables au PMPOA. Pour ces élevages tout au moins, la mesure est inéquitable puisqu'ils sont potentiellement éligibles à la redevance mais pas aux subventions d'investissement du PMPOA.

Enfin, selon la mission d'évaluation du PMPOA, l'extension du programme aux petits élevages jusqu'ici non intégrables n'amènerait pas d'améliorations environnementales certaines (l'analyse qui a été faite sur un échantillon d'opérations coordonnées montre le très faible poids des éleveurs, en termes de taux d'adhésion et d'UGB). Par contre, le coût de l'intégration des petits élevages sur l'ensemble du territoire français, serait trop important pour les financeurs publics (entre 10,2 et 12,2 milliards de francs supplémentaires).

La mission d'évaluation s'oppose par conséquent à la généralisation du PMPOA à toutes les exploitations d'élevages du territoire français. Elle évoque pourtant l'importance d'impliquer tous les élevages dans certaines zones particulièrement sensibles à la pollution azotée (annexe IV du rapport, p 15), mais sans pour autant proposer de solutions concrètes.

2.2.3.4. Les aménagements prévus pour la poursuite du PMPOA

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.

Pour l'aspect financier, une réduction des plafonds subventionnables est prévue pour la plupart des investissements, notamment pour les fosses à lisiers et autres effluents liquides ainsi que pour les couvertures d'aires d'exercice. Cette nouvelle disposition devrait permettre une économie de 20 à 30% des coûts à engager. L'arrêté spécifie *"qu'aucune aide pour des investissements de nature à accroître la production"* ne sera versée. En outre, les effectifs aidés ne peuvent dépasser les effectifs prévus dans l'arrêté d'autorisation en vigueur au moment de l'établissement de l'étude préalable.

Par ailleurs, en vue d'améliorer l'efficacité environnementale du programme, notamment dans les zones particulièrement sensibles, des *"zones prioritaires d'action PMPOA"* vont être définies sur la base de trois critères. 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. La définition des périmètres de ces zones fera l'objet de concertation avec les Comités de bassin, les conseils régionaux et généraux. Tous les élevages mêmes petits seront concernés (jusqu'à 25 UGB).

Il est également prévu de demander aux agriculteurs de s'engager à faire contrôler la réalisation de fosses à effluents liquides d'un volume supérieur à 250 m³. Des subventions supplémentaires étant prévues pour ce contrôle (fixées à 7500 F). En outre, le dossier de demande d'aides doit comporter la description de l'insertion paysagère des bâtiments d'élevage.

En ce qui concerne les pratiques agronomiques, et bien que tout le monde s'accorde à penser que la réussite du PMPOA repose essentiellement sur ce point, aucun nouveau moyen ne sera dégagé pour les contrôles déjà quasi inexistantes. Les propositions de la mission d'évaluation du PMPOA visant à imposer aux éleveurs de déposer des plans d'épandage en mairie et à ne verser le solde de la subvention qu'après contrôle de la qualité des pratiques d'épandage, n'ont pas été retenues.

Par ailleurs, le remplacement en 2001 de la redevance actuelle par une redevance sur les excédents azotés devrait être un outil plus efficace et une

source plus importante de financement. Cette solution proposée par la mission d'évaluation, s'inspire des travaux réalisés par l'INRA. Cette redevance se baserait sur les entrées (engrais, aliments, animaux) et les sorties (récoltes et animaux vendus) de la quantité totale d'azote sur une exploitation. Si les entrées sont supérieures aux sorties, la redevance est alors appliquée sur l'excédent.

Au vu de ces révisions et compte tenu du retard déjà accumulé, le PMPOA ne devrait pas atteindre son terme avant une dizaine d'années. La mise aux normes des bâtiments d'élevages est nécessaire mais non suffisante pour maîtriser les pollutions d'origine agricole. La limitation des pollutions repose en effet essentiellement sur la modification des pratiques agricoles (notamment des pratiques d'épandage), c'est à dire, sur l'adhésion des agriculteurs à la "cause environnementale". Cette adhésion n'est pourtant pas uniquement tributaire de la bonne volonté des agriculteurs, mais dépend également d'un ensemble de contraintes technico-économiques qui pèse sur l'exploitation. C'est la prise en compte de ces contraintes qui permettra d'optimiser l'adhésion des agriculteurs.

CHAPITRE III

L'amélioration du coût-efficacité des politiques agri-environnementales : divergences d'opinions et absence de référents

L'accroissement des problèmes de dégradation et de raréfaction des ressources naturelles depuis plusieurs dizaines d'années, a généré dans les pays industrialisés une conscience collective, en faveur de la protection de l'environnement. Dans le secteur agricole, cette prise de conscience s'est notamment concrétisée par l'émergence de nombreuses politiques agri-environnementales. Or, force est de constater que la gestion des problèmes d'environnement s'avère coûteuse, alors que l'efficacité des interventions de régulation reste parfois incertaine et discutable. Si aujourd'hui tout le monde s'accorde pour reconnaître que les politiques agri-environnementales doivent être "les plus efficaces possibles" (en terme de réduction des pollutions), tout en étant "les moins coûteuses possibles", il n'existe pas de référents adéquats pour estimer la performance de ces politiques.

En effet, nous allons montrer dans un premier temps, que nous ne disposons pas de valeurs cibles appropriées concernant l'efficacité à atteindre ou les coûts à débiter pour mettre en place ces politiques, et que le cadre d'une analyse coût-efficacité n'est pas borné. D'autre part, partant du postulat que le choix de la population éligible pour la mise en place d'une politique d'environnement constitue un facteur déterminant du coût-efficacité des politiques, nous proposons de présenter les revendications de différents groupes d'opinion à ce propos.

Dans la seconde partie du chapitre, nous proposons d'intégrer ces revendications sous la forme de scénarios, afin de construire un outil d'évaluation permettant de mesurer *ex-ante* leur impact sur le coût-efficacité des politiques. Notre démarche s'appuie, au préalable, sur une réflexion portant sur la définition de référents acceptables et adéquats, pour la

réalisation d'une approche coût-efficacité des politiques agri-environnementales.

3.1 Les politiques publiques et la demande sociale

3.1.1 Ecart entre la demande sociale et les outils de mesure du coût-efficacité

3.1.1.1 Une demande sociale pour un coût minimum

Idéalement, la protection de l'environnement doit permettre de préserver ou restaurer les valeurs d'usages et de non usages des ressources naturelles pour les générations présentes et futures. Or, la réalisation de cet objectif est soumise à un certain nombre de contraintes économiques. Pour le législateur, il s'agit d'effectuer un arbitrage entre la restauration totale de l'environnement dont le coût serait excessivement élevé et les autres priorités économiques et sociales de la société (emploi, aides sociales, etc...).

L'incertitude des effets des politiques environnementales combinée au poids de ces contraintes économiques ont rapidement repositionné la question du coût de la restauration de l'environnement. En définitive, il s'agit de déterminer le coût acceptable pour la société de la restauration de l'environnement, compte tenu de l'ensemble de ses obligations⁴⁷.

Une alternative consiste alors à chercher à atteindre un objectif qualité à moindre coût. Cette approche est validée par les économistes, et l'efficacité économique d'un instrument est reconnue lorsque cet instrument conduit à la réalisation d'un objectif de dépollution au coût le plus faible⁴⁸.

Cependant, la difficulté réside dans la définition d'un objectif qualité viable car les indicateurs actuellement disponibles sont insuffisants et *"permettent mal de rapprocher les résultats aux efforts financiers engagés"* (Commissariat Général du Plan, 1997). Les normes sur la qualité des eaux définies par le CORPEN, constituent les seuls référents disponibles. Or, nous allons voir

⁴⁷ Voir par exemple, l'étude de Morgenstern R. et Al. sur *The Cost of Environmental Protection* (1998).

⁴⁸ Dans ce cas, la notion d'efficacité renvoie au critère de rentabilité économique.

qu'en présence de pollutions diffuses, ces normes ne constituent pas un référent adéquat pour juger de la performance environnementale d'une politique.

3.1.1.2 Déconnexion des normes qualité et des niveaux d'émissions

En France, la qualité des eaux vis à vis des nitrates fait l'objet, à elle seule, de six normes (voir tableau 8). Si les seuils à ne pas dépasser varient en fonction du milieu récepteur et de la forme du polluant, la norme des 50 mg/l, issue de la directive "nitrate", est celle qui conditionne le plus fortement les décisions politiques de protection des eaux, dans la mesure où elle vise à prévenir les risques de santé humaine.

Tableau 8 : Directives européennes et normes françaises

Directives européennes	Années	Champ d'application	Normes françaises		
			Elément mesuré	souhaitable	impératif
Eaux potabilisables	1975	Eaux superficielles	nitrates	25 mg/l	50 mg/l
Eaux piscicoles (saumon)	1978	Eaux superficielles	ammonium	< 0.04 mg/l	< 1 mg/l
Eaux piscicoles (carpe, poissons rouges)	1978	Eaux superficielles	ammonium	< 0.2 mg/l	< 1 mg/l
Eaux potables	1980	Eaux superficielles	nitrates	25 mg/l	50 mg/l
		Eaux souterraines	nitrates		100 mg/l
Traitement des eaux résiduaires urbaines	21 mai 1991	Eaux superficielles (eutrophisation)	azote total ⁴⁹	15 mg/l pour 10000<EH<100000 ; 10 mg/l pour EH>100000	
Nitrate	12 déc. 1991	Eaux superficielles	nitrates	25 mg/l	50 mg/l
		Eaux souterraines	nitrates		100 mg/l

⁴⁹ L'azote total correspond au total de l'azote obtenu par la méthode de Kjeldahl (azote organique + NH₃), de l'azote contenu dans les nitrates (NO₃) et de l'azote contenu dans les nitrites (NO₂) (directive du Conseil n°91/271 du 21 mai 1991).

Ces normes constituent des valeurs seuils de pollution du milieu, servant d'alarme en cas de dépassement. Elles ont donc un rôle préventif, destiné à repérer les sites où la pollution est en augmentation et où des actions de protection doivent être mises en place.

Par contre, les outils disponibles et les connaissances actuelles ne permettent pas d'établir avec précision le lien entre la teneur en nitrates contenue dans les eaux (pollution) et l'excédent azoté (émission polluante), à l'origine de la pollution du milieu. En effet, la nature diffuse de certaines pollutions agricoles ne permet pas d'identifier les sites pollueurs, ni d'établir les quantités individuelles de polluants produites. Les mécanismes de transfert des polluants sont complexes et pas toujours clairement identifiés : de très nombreux facteurs interviennent dans le transfert des éléments polluants, comme le type de sol, la profondeur à laquelle se trouve la nappe souterraine ou la distance aux cours d'eau, la température, la pluviométrie, la consommation en azote des cultures, etc... Enfin, les temps de transfert des composés azotés dans le sol, puis dans les nappes d'eau, peuvent être très longs (de plusieurs dizaine d'années).

Dans ce cadre, la performance d'une politique environnementale, dont l'objectif est de réduire les émissions polluantes, en vue de restaurer les milieux pollués, ne peut être jugée à partir des niveaux de pollutions observés et donc des normes de qualité.

3.1.1.3 Une demande sociale pour une réduction maximale de la pollution

L'aggravation des problèmes de pollutions et parfois, leur irréversibilité soulèvent, de manière accrue, la question de l'efficacité⁵⁰ des politiques environnementales mises en place. Aujourd'hui, une grande partie de l'opinion publique est devenue plus réactive face à l'aggravation des problèmes de pollutions, et exige une amélioration notable de la qualité de l'environnement.

⁵⁰ Ici, le terme d'efficacité reprend la définition donnée par le Commissariat Général au Plan (1995) ; il désigne un paramètre physique, qui mesure les effets propres des politiques par rapport aux objectifs de départ.

Les vives réactions concernant l'efficacité environnementale du PMPOA (que se soit au niveau de la presse⁵¹ ou de l'opinion publique en général), alors que globalement les niveaux de pollution ne semblent pas diminuer⁵², confirment cette tendance.

Mais si le PMPOA se trouve aujourd'hui être dans la ligne de mire de nombreux intervenants, dans la mesure où il constitue un programme particulièrement ambitieux, de par son coût et son étendue géographique, il n'est pas l'unique objet de critiques. C'est l'efficacité de l'ensemble du dispositif français pour lutter contre les pollutions azotées qui a été remise en cause, notamment par l'Union Européenne. Celle-ci a notamment rappeler à l'ordre treize Etats membres pour le non respect de la directive communautaire de 1991 (dite directive nitrate) et a attaqué la France devant la Cour de Justice du Luxembourg en 1998. Comme le cite le Figaro du 29 septembre 1999, *"elle [la Commission Européenne] a jugé inacceptable la situation en Bretagne et reproché au gouvernement de ne pas avoir su prendre des dispositions suffisantes pour restaurer la qualité de l'eau"*.

Mais s'il existe un consensus pour reconnaître que l'efficacité des politiques d'environnement doit chercher à être optimisée, la réalisation de cet objectif est soumis à un certain nombre d'autres contraintes. Comme nous l'avons préalablement souligné, le gouvernement doit effectuer un arbitrage entre la restauration de l'environnement et le coût de cette restauration, notamment en termes de coût d'opportunité, face à l'ensemble des autres contraintes économiques de la société (industrialisation, emploi, aides sociales, etc...).

Ainsi, pour un Etat dit industrialisé, la question de la maximisation de l'efficacité des politiques environnementales est à rapprocher des coûts à mettre en oeuvre.

3.1.1.4 Incertitude sur les coûts de dépollution à mettre en œuvre

⁵¹ Voir notamment la lettre Eau n°12-13 d'avril 2000, rédigée par Bernard Rousseau (Président de France Nature Environnement), dans la Revue du réseau eau de France Nature Environnement.

⁵² Notamment dans les zones particulièrement fragilisées comme en Bretagne, dans les zones en excédents structurels (ZES).

Dans une perspective d'efficacité environnementale maximale, il convient comme nous venons de le voir, de déterminer les coûts de dépollution à dégager. Or, il n'existe pas de référents sur les coûts à mettre en œuvre. Théoriquement, l'apposition d'une taxe ou l'octroi de subventions égalisant le coût marginal privé de dépollution doit conduire à internaliser le coût occasionné par les pollutions émises. Cependant, compte tenu des problèmes d'asymétrie d'information existants sur les pratiques agricoles et de l'aspect diffus de certaines pollutions agricoles, la détermination des coûts marginaux privés de dépollution est difficile à réaliser.

Faute de référents sur les coûts à mettre en œuvre, la recherche de la rentabilité des investissements a parfois été envisagée à partir de postulats discutables. A nouveau l'exemple du PMPOA peut être cité, où l'intégration des plus grosses exploitations dans le programme devait permettre de rentabiliser au mieux les crédits dégagés ; le postulat ayant été fait que ces firmes présentaient la meilleure rentabilité, et où l'on pouvait s'attendre à une plus forte dépollution par franc investi⁵³.

Or, l'adéquation de cette démarche est aujourd'hui remise en cause. D'une part, la dispersion géographique des plus grosses exploitations ne permet pas de garantir un impact notable sur l'environnement, d'autre part, la rentabilité des exploitations les plus grosses n'a pas été démontrée.

En définitive, l'absence de référents, que ce soit au niveau des coûts à mettre en œuvre ou de l'efficacité à atteindre, favorise l'émergence de débats entre divers groupes d'intérêt, où différentes formes de revendications pour améliorer l'efficacité des politiques de protection de l'environnement, se confrontent.

⁵³ Ce postulat s'est notamment révélé à travers les réticences émises par la mission d'évaluation du PMPOA à étendre le programme aux petits élevages. Selon elle, cette extension "*n'amènerait pas d'améliorations environnementales certaines, alors que le coût de leur intégration serait trop important pour les financeurs publics*" (Juillet, 1999).

3.1.2 Les divergences de groupes d'intérêts sur les critères d'éligibilité des "bénéficiaires" des politiques d'environnement

3.1.2.1. Consensus pour que les plus gros pollueurs paient

L'accroissement de la pollution de l'eau aura eu, entre autre, pour effet *"d'avoir été un révélateur pour l'opinion publique qui risque de passer d'une image idéalisée de l'agriculture à une représentation péjorative tout aussi excessive"* (Bodiguel M., 1990 : 190). Parallèlement, l'application du principe *"pollueur, payeur"* a facilité un glissement du principe vers un principe de responsabilité au sens juridique du terme ; il répond, à ce titre, aux nouvelles exigences d'équité notamment formulées par l'opinion publique.

Or, ces exigences sont essentiellement tournées vers les plus gros pollueurs, c'est à dire, en priorité, vers les plus grosses structures de production ; *"les élevages de dimension moyenne ou petite, notamment les extensifs sont faiblement polluants"* (mission d'évaluation du PMPOA, juillet 1999). En effet, selon Bodiguel M. (1990), les problèmes majeurs de pollution se posent non pas là où les agriculteurs sont les plus nombreux, mais là où l'agriculture est la plus performante.

Au delà de cette notion d'équité, la recherche de l'efficacité économique constitue peut être le véritable objectif de ce type de revendications. En effet, la question des coûts de gestion des sources de pollution et de leur répartition pèse également fortement sur les pouvoirs publics. Ainsi, la prise en compte des structures les plus importantes et les plus polluantes est perçue comme un moyen de mieux rentabiliser les investissements réalisés pour limiter les émissions polluantes individuelles.

C'est ce que souligne par ailleurs, la commission d'évaluation du PMPOA (26 juillet 1999), en avançant que *"plus les exploitations sont petites, plus le coût relatif des programmes de dépollution est élevé"*. A ce titre, elle propose de privilégier des programmes de travaux efficaces et économes, en abaissant notamment les taux d'aides à accorder aux exploitations de plus petite taille.

3.1.2.2. Les associations de protection de la nature militent pour une protection intégrée des sites fragilisés

De nos jours, le poids des associations de protection de la nature dans la gestion de l'environnement est considérable. On les retrouve à différents niveaux de décision de programmes ou projets environnementaux. Par exemple, la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 reconnaît aux associations déclarées depuis au moins cinq ans, *"les droits reconnus à la partie civile en ce qui concerne les faits constituant une infraction aux dispositions de cette loi ou des textes pris pour leur application et portant un préjudice direct ou indirect aux intérêts collectifs que ces associations ont pour objet de défendre."*

Par ailleurs, ces associations possèdent également un droit de regard sur la conception des projets de protection de la ressource en eau ; la loi prévoit en effet que ces associations peuvent être associés, à titre consultatif, aux travaux d'aménagement réalisés dans le cadre du schéma d'aménagement et de gestion des eaux à ses travaux.

Par rapport aux pollutions d'origine agricole, les associations de défense de la nature militent pour une protection intégrée de sites dits sensibles à la pollution. Elles ont généralement une approche zonale de la gestion des pollutions et interviennent notamment en tant que maître d'ouvrages sur les opérations locales (ou OGAF), visant à assurer un développement local durable.

Plus généralement, les associations interviennent en priorité sur des zones particulières de par leur situation ou leurs qualités écologiques. Leur collaboration a notamment contribué à l'élaboration de la circulaire visant à modifier le PMPOA et à compléter les programmes de résorption des excédents d'effluents d'élevage dans les zones d'excédents structurels (21 janvier 1998). L'objectif de cette circulaire est de protéger les zones particulièrement fragilisées par l'excès de pollutions azotées et d'accélérer la résorption des excédents d'effluents d'élevage⁵⁴.

⁵⁴

Les départements concernés par la circulaire sont ceux de la Bretagne, de la Manche, du Maine-et-Loire, de la Mayenne, de la Vendée et la Drôme.

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

Dans les zones classées sensibles, l'agriculture joue un rôle essentiel dans la gestion de l'environnement. L'exemple des parcs nationaux est illustratif de ce point de vue ; en effet, à l'intérieur de ces zones, la pratique de l'agriculture doit se faire en tenant compte d'écosystèmes fragilisés comme les zones de marais. La pratique de l'agriculture est donc devenue un paramètre incontournable des projets d'aménagement rural. Ces projets, en partie issus de l'intervention d'associations de protection de la nature, élaborent une stratégie d'occupation de l'espace de zones dites sensibles, à la fois dans un souci de développement local et de protection de l'environnement.

3.1.2.3. Revendications des syndicats agricoles pour l'égalité des traitements

L'influence de l'ensemble de la Profession et des syndicats agricoles est considérable ; ces groupes représentent aujourd'hui une puissance économique et de négociation incontournable dans la construction des politiques agricole et agri-environnementale nationales. Selon Bodiguel M. (1990), *"les organisations professionnelles se situent au confluent de deux stratégies : l'une nationale et sectorielle, qui s'appuie sur une politique économique dont le centre de gravité est européen, l'autre locale, qui doit tenir compte des autres secteurs économiques et du contexte socio-politique"*.

La FNSEA (Fédération Nationale des Syndicats d'Exploitants Agricoles), syndicat majoritaire, cogère avec l'administration la politique environnementale nationale, et participe largement à son élaboration.

Les principales préoccupations du syndicat concernent l'équilibre à trouver entre la prise en compte de l'environnement et la viabilité économique des exploitations. Selon le président du Comité irrigation de la FNSEA, M. Terrain C., *"dans le secteur agricole comme ailleurs, la protection de l'environnement doit s'intégrer au développement de l'activité économique. La défense environnementale ne doit pas représenter une menace pour la viabilité des exploitations agricoles. Le secteur agricole est d'accord pour faire des efforts financiers supplémentaires. Cependant, sa capacité contributive doit être calculée par rapport à la valeur ajoutée que son activité génère"* (juillet 2001).

L'accord du 8 octobre 1993 concernant la mise en place du PMPOA est issu de négociations entre la profession agricole et l'Etat. Cet accord répond aux revendications syndicales qui déclarent que les éleveurs n'ont pas les moyens financiers de faire face aux investissements nécessaires impliqués par l'élargissement du champ d'application de la réglementation des installations classées aux élevages de vaches laitières et allaitantes (décret du 25 février 1992). En outre, les organisations professionnelles agricoles ont obtenu qu'une période de transition lisse les effets du passage au principe "*pollueur, payeur*" (pondération du taux de redevance) et en diffère les effets pour les exploitations non intégrables (situées en dessous des seuils d'intégration).

Dernièrement, la FNSEA et la Confédération Paysanne revendiquent, au nom de l'équité de traitement, l'intégration de l'ensemble des exploitations agricoles dans le dispositif du PMPOA. En effet, l'intégration les premières années des plus gros élevages a généré, on l'a vu, des distorsions de concurrence entre élevages. En outre, le risque de généralisation sur le long terme du principe "*pollueur, payeur*" représente une menace pour l'ensemble des exploitations agricoles. Dans ce contexte, le syndicat revendique l'équité dans l'accès aux aides (quelle que soit la taille des élevages) et l'équité dans les taux d'aide et les critères d'attribution des subventions.

Ces revendications ont été partiellement acceptées dans le nouvel arrêté (Agriculture-Budget-Environnement). A partir du 1^{er} avril 2000, l'intégration des petits élevages (jusqu'à 25 UGB) est prévue dans les "*zones prioritaires d'action PMPOA*". Par contre, une réduction des plafonds subventionnables est également prévue pour la plupart des investissements.

3.2. Construction d'un outil pour l'évaluation du coût-efficacité des politiques d'environnement

Les divergences existantes pour choisir les modalités d'action d'une politique d'environnement pèsent fortement sur les décisions des pouvoirs publics.

Comme nous l'avons vu, le choix des critères d'éligibilité des "bénéficiaires" de la politique fait également partie des négociations. En fonction des parties concernées par ces négociations et bien entendu, des objectifs recherchés, les pouvoirs publics décideront d'une action généralisée à tous, ou réservée aux acteurs d'une zone particulière, ou encore à un public cible caractéristique (structures les plus polluantes par exemple).

Or, selon les critères d'éligibilité retenus, le coût-efficacité de la politique est susceptible d'être modifié. En effet, pour une même enveloppe budgétaire⁵⁵, les implications en terme d'efficacité maximale de la politique devaient être différentes, si l'on choisit de concentrer l'effort de dépollution sur les exploitations les plus coût-efficaces ou sur les exploitations présentes en zones vulnérables. Réciproquement, pour un même objectif de dépollution, le coût minimum du programme devrait être modifié en fonction de l'option retenue.

Notre démarche consiste à mesurer *ex-ante* l'ampleur des impacts des critères d'éligibilité des exploitations agricoles, sur le coût-efficacité final d'une politique d'environnement.

⁵⁵ L'ensemble des modalités techniques de la politique étant identique.

3.2.1 Evaluation *ex-ante* du coût-efficacité des politiques d'environnement

3.2.1.1 Justification d'une approche *ex-ante*

Généralement, la pertinence des critères d'éligibilité par rapport aux coûts investis et à l'efficacité recherchée est discutée *ex-post*.

C'est le cas notamment du PMPOA, où la mission d'évaluation a mis en évidence, *a posteriori*, l'existence de biais liés à l'intégration exclusive des plus gros élevages dans la politique. Il a été établi que la concentration de la politique sur les exploitations les plus importantes accentuait les phénomènes de distorsions de concurrence (notamment pour l'accès aux terres d'épandage dans les ZES), diluait les impacts positifs de la politique sur l'environnement (de par la dispersion géographique des exploitations), et soulevait des problèmes d'équité par rapport aux petites structures.

Or, la révision en cours de programme, des critères d'éligibilité des exploitations a soulevé d'autres problèmes, notamment de coût. Le problème du financement de l'extension de la politique aux exploitations de plus petite taille s'est posé, et le gouvernement s'est vu dans l'obligation d'effectuer un choix entre deux options imparfaites : *"si le gouvernement refuse l'extension [aux petites exploitations], il pérennisera la distorsion de concurrence créée en faveur des élevages les plus importants ; s'il revient sur les taux de financement, ce qu'il devrait faire compte tenu de l'irrégularité du programme au regard du droit communautaire, la mesure sera inéquitable"* (Ministère de l'Economie, des Finances et de l'Industrie et Al., 1999).

Cette situation permet de mieux comprendre l'intérêt de développer une réflexion *ex-ante* sur l'adéquation des critères d'éligibilité des exploitations agricoles.

3.2.1.2 Construction de référents pour l'analyse coût-efficacité

La mise en place d'une analyse coût-efficacité repose au préalable sur le définition de référents, les outils permettant de mesurer le coût-efficacité d'une politique agri-environnementale n'étant pas directement disponibles.

Comme nous l'avons vu, dans une approche de minimisation des coûts, le choix d'une norme qualité est un indicateur inapproprié pour l'estimation de la réduction de la pollution agricole, alors que dans une approche de maximisation de la dépollution, on ne dispose pas de référence sur les coûts à mettre en œuvre.

Par conséquent, la mesure du coût-efficacité d'une politique environnementale passe par la construction préalable de référents, concernant l'efficacité et le coût d'une politique. Cette première étape est présentée en 2^{ème} partie (§ 1.2. *Adaptation de la méthode coût-efficacité à notre problématique : quels coûts et quelle efficacité ?*).

3.2.1.3 Construction des courbes optimales de coût-efficacité

Généralement, les démarches d'évaluation visent à déterminer une valeur unique du ratio coût-efficacité, en vue de discuter des écarts existants entre différentes politiques alternatives (voir par exemple les études de Bel F., Lacroix A., Mollard A., 1998 ; EPA, 1998 ; Macmillan D. et Al., 1998).

L'objectif de notre démarche est, ici, de construire la courbe optimale du coût-efficacité d'une politique d'environnement, quels que soient les coûts mis en œuvre et les niveaux d'efficacité recherchés. En d'autres termes, nous proposons d'estimer pour chaque scénario, l'ensemble des solutions optimales existantes, à partir de variations successives de la contrainte principale (coût ou efficacité, selon si l'on maximise l'efficacité ou minimise les coûts).

La construction de la courbe de coût-efficacité de chaque scénario doit procurer deux avantages. D'une part, elle permet de mesurer en tout point, la variation de surplus collectif entre chaque scénario, et donne la possibilité au

législateur d'estimer le manque à gagner d'une situation par rapport à une autre.

D'autre part, elle permet de déterminer d'éventuels points d'équivalence entre scénarios. Dans l'optique où deux scénarios permettraient d'obtenir des solutions identiques en terme de coût-efficacité, l'introduction dans l'analyse d'autres critères non économiques (comme le nombre d'exploitations ou le type d'élevages intégrables) pourraient être pris en compte.

3.2.2. Options proposées pour le choix des critères d'éligibilité

Comme nous l'avons déjà établi, l'Etat peut être amené à choisir différents critères d'éligibilité des exploitations pour la mise en place d'un même programme de dépollution. Le choix des critères dépend des organismes impliqués dans la mise en place du programme (notamment dans les comités de pilotage), et de l'ampleur et de la nature du problème de pollution posé. La modification des critères d'éligibilité est justifiée par le fait que les agents sont inégalement pollueurs et que leur coût de dépollution diffère. La prise en compte de ces différences peut donc permettre d'améliorer le coût-efficacité global de la politique mise en place. Cette démarche implique par contre de disposer des données individuelles concernant le coût et l'efficacité⁵⁶ de chaque exploitation. L'accès à ces données permet d'envisager une variation des critères d'application des programmes de réduction des pollutions. Dans notre cas, nous avons opté pour trois scénarios différents correspondant respectivement aux revendications des syndicats agricoles, de l'opinion publique et des associations de protection de la nature.

Le premier scénario répond au critère d'équité revendiqué par les syndicats agricoles et propose d'intégrer l'ensemble des exploitations agricoles, quelle que soit leur taille. Le second scénario suit le principe d'efficacité économique et vise à mettre d'abord à contribution les producteurs ayant les coûts marginaux de dépollution les plus faibles. Si on vérifie que les exploitations les plus polluantes sont celles qui ont les coûts de dépollution les plus faibles par

⁵⁶ C'est à dire la capacité à réduire ses pollutions.

unité de dépollution, ce scénario correspond aussi à l'application du principe "*pollueur, payeur*" et répond aux exigences formulées par l'opinion publique pour que "les plus gros pollueurs payent".

La troisième approche tient compte de la répartition géographique des exploitations et répond plus aux préoccupations des associations de défense de l'environnement pour une gestion zonale des pollutions.

La confrontation des trois scénarios appliqués à la même politique permet de comparer les résultats concernant le coût-efficacité de la politique et d'estimer ainsi la perte de bien-être collective en optant pour tel ou tel scénario.

3.2.2.1. Une notion d'équité issue des revendications syndicales : éligibilité de l'ensemble des exploitations

Le premier scénario envisagé est celui qui propose d'intégrer l'ensemble des exploitations dans une politique d'environnement. Ce scénario correspond aux exigences des syndicats agricoles qui revendiquent l'intégration dans le PMPOA de toutes les exploitations agricoles, quelle que soit leur taille (petite, moyenne ou grande), c'est à dire quel que soit le nombre d'UGB présents sur l'exploitation.

Cette approche répond également à l'argument avancé par les techniciens de l'Agence de l'eau en ce qui concerne l'inadéquation du mode d'intégration des exploitations dans le PMPOA qui revient à "saupoudrer" les exploitations les plus grosses, souvent dispersées géographiquement, et ne permet pas d'être efficace vis à vis de la protection de l'environnement. L'interdépendance des agents face au caractère diffus et indivisible des pollutions est un argument clé dans la prise en compte de toutes les exploitations dans un programme de dépollution.

Dans ce scénario, on émet l'hypothèse que la variabilité des coûts marginaux de dépollution et des niveaux de pollutions entre exploitations est la plus forte.

3.2.2.2. Recherche de l'efficacité économique : éligibilité des exploitations les plus rentables à la dépollution

Dans le scénario n° 2, ce sont les exploitations qui ont les coûts marginaux de dépollution les plus faibles qui sont éligibles à la politique. Comme nous l'avons souligné, cette approche vérifie le principe d'efficacité économique. En d'autres termes, cette approche doit permettre d'optimiser le coût-efficacité global de la politique. A ce titre, le coût-efficacité de la politique obtenu à partir de ce scénario sert de mesure de référence pour les autres scénarios.

En outre, cette démarche, en restreignant la population cible, permet de faciliter la régulation de cette population et de minimiser les coûts d'information et de contrôle.

Pour ce scénario, on part de l'hypothèse que les exploitations les plus grosses et les plus polluantes sont celles pour lesquelles les coûts de dépollution sont les plus faibles par unité de dépollution. Sous cette hypothèse, l'approche est compatible avec l'application du principe "*pollueur, payeur*".

3.2.2.3. La prise en compte de la distance entre exploitations agricoles

Le troisième scénario proposé tient compte de la distance entre les exploitations agricoles. Dans ce cas, on favorise une approche zonale ; le régulateur cherche à mettre en place un programme qui minimise les coûts de dépollution (ou qui maximise la dépollution) en visant en priorité les zones où sont concentrées les exploitations agricoles.

Cette approche est en accord avec une gestion des pollutions par bassin versant ou par zones homogènes et répond aux exigences des associations de défense de la nature pour la protection de sites fragilisés, mais également du décret de réforme du PMPOA qui propose la création de "*zones prioritaires PMPOA*". En effet, la réduction des pollutions et le coût associé à cette limitation lors de l'application d'une politique environnementale ne sont pas, seuls en soi, des critères suffisants pour s'assurer d'un impact positif sur l'environnement. Une réflexion sur la répartition spatiale des exploitations éligibles, indicateur important de l'impact d'une politique sur l'environnement, mérite d'être également abordée. Une trop forte dispersion géographique des exploitations participant à un programme de dépollution, revient à noyer les

effets positifs de ce programme sur l'environnement. La question de la répartition spatiale est donc tout aussi importante que celle du coût et de la capacité à réduire les pollutions associés à une politique environnementale.

CONCLUSION DE LA 1ERE PARTIE

Le statut de l'agriculture en sa qualité à la fois d'émetteur et de récepteur a des implications importantes, qui mériteraient d'être prises en compte dans la mise en place de politiques agri-environnementales.

En effet, la réduction des dégradations associée à une innovation technologique est rarement instantanée, dans la mesure où il existe des délais de transferts des éléments polluants dans les nappes d'eau souterraines de plusieurs dizaines d'années. Or, la mise en place d'un taux de taxe sur les pollutions agricoles égalisant le coût marginal de dépollution, ne tient pas compte du fait que la productivité agricole puisse être déjà réduite, de par la dégradation de certaines ressources naturelles, facteurs de production agricole. L'internalisation du coût des pollutions est alors plus coûteuse pour l'agriculteur que pour l'industriel, si les règles de calcul de la taxe reposent sur les mêmes principes théoriques.

Par conséquent, les spécificités du secteur agricole ne permettent pas toujours de transposer directement les raisonnements théoriques développés pour la gestion des pollutions industrielles, et imposent d'innover et d'adapter les outils économiques déjà existants.

L'autre source de difficulté provient de la nature diffuse de certaines pollutions agricoles, qui rend plus délicat l'internalisation des coûts externes des dommages provoqués.

Nous avons vu que pour tout type de pollutions, l'efficacité des instruments de régulation dont disposent l'économiste (taxe, subvention, norme, permis de droit à polluer) est optimisée par la mise en place d'ajustements individuels. Il est donc nécessaire de disposer d'informations privées concernant le coût marginal de dépollution de chaque agent. Or, les problèmes d'asymétrie d'information (autosélection et aléa moral), mais aussi le coût d'acquisition d'une telle information, constituent des obstacles majeurs à la création d'une base de données fiable, qui puisse être utilisée par le législateur.

Dans le cas de pollutions diffuses, ces problèmes sont encore accentués (et notamment ceux liés à l'aléa moral), dans la mesure où il n'est pas permis d'identifier la source de pollution et donc de déterminer la pollution émise par chacun des agents pollueur.

Dans ces circonstances, l'application du principe "*pollueur, payeur*" est difficilement envisageable. Par conséquent, quand la fonction de dommages n'est pas connue du législateur, il est plus approprié de gérer ces problèmes de pollutions par la mise en place de réglementations, que par celle d'une taxe sur les pollutions.

D'autre part, vu l'aggravation des problèmes de pollutions, et la multiplication du nombre d'interventions pour réguler ces pollutions, il existe aujourd'hui une véritable demande sociale pour optimiser l'efficacité de ces réglementations. L'optimisation du coût-efficacité d'une politique environnementale correspond à une des revendications principales de cette demande. En effet, dans une société où les budgets (privés et publics) sont limités, et où les problèmes de pollution sont de plus en plus contraignants, voire dangereux pour l'équilibre des écosystèmes, le rapport entre le coût d'une intervention et son efficacité physique reste une préoccupation essentielle.

Or, nous avons vu qu'en ce qui concerne les pollutions d'origine agricole, il n'existe pas de consensus sur la manière d'optimiser ce coût-efficacité et sur les critères d'éligibilité des exploitations. Selon les groupes d'opinion intervenant de près ou de loin dans l'application de réglementations, l'accent est tantôt mis sur des critères d'efficacité physique, tantôt sur des critères d'efficacité économique, tantôt sur des critères d'équité.

Les associations de défense de la nature cherchent plutôt à prendre en considération les particularités écologiques de sites. Elles optent, généralement, pour une protection zonale de sites sensibles, ce qui revient à proposer de concentrer les programmes environnementaux sur les exploitations agricoles présentes sur ces sites. Cette démarche est, du reste, cohérente avec les conclusions de Rainelli et Vermesch (1997) concernant le problème de localisation des émetteurs posés par les pollutions diffuses, qui implique que l'on aborde le traitement de ces pollutions de manière zonale.

La recherche de l'efficacité économique implique, elle, de concentrer les efforts de dépollution sur les exploitations les plus rentables à la dépollution, afin d'optimiser le coût-efficacité de la politique à mettre en place.

Enfin, nous avons vu que lors de la mise en place de programmes de subventions, la recherche de l'équité des traitements peut être revendiquée. C'est notamment le cas pour le PMPOA, pour lequel les syndicats agricoles demandent, au nom de l'équité, l'intégration de toutes les exploitations agricoles.

La démarche que nous proposons alors de développer intègre l'ensemble de ces préoccupations et vise à construire un outil d'aide à la décision pour les évaluations *ex-ante* de politiques d'environnement. L'application de notre démarche aux données du PMPOA ne constitue pas une évaluation de cette politique. Il s'agit de traduire les revendications énoncées en terme d'optimisation, afin de déterminer et discuter les impacts des critères d'éligibilité des exploitations sur le coût-efficacité optimal des politiques d'environnement.

2EME PARTIE

METHODE D'ANALYSE ET PROGRAMMES D'OPTIMISATION DU COUT-EFFICACITE

INTRODUCTION DE LA 2EME PARTIE

Dans la partie 2, nous proposons d'exposer les différentes étapes méthodologiques associées à la réalisation de notre démarche.

Le chapitre 1 permet de mettre en évidence l'intérêt de la méthode coût-efficacité pour les politiques dont *"la valeur économique des bénéfices est difficilement mesurable"* (OCDE, 1996). Nous proposons de mettre en place un aperçu des principales méthodes d'évaluation, afin de valoriser la pertinence de la méthode coût-efficacité pour l'évaluation des politiques agri-environnementales. Dans un second temps, le choix de cette méthode va nous conduire à identifier les coûts et l'efficacité sur lesquels les calculs doivent reposer.

Le chapitre 2 expose les traitements statistiques des données issues du PMPOA mis en place en région Aquitaine. Ces traitements permettent d'une part, de dégager les variables principales de la population initiale, et d'autre part, de valider la représentativité des sous-échantillonnages nécessaires effectués par la suite. Lors d'une deuxième phase, nous proposons de mettre en place un mode de calcul de l'efficacité environnementale et de construire les fonctions de coût de dépollution par type d'élevage (bovins lait, bovins viande, porcins, bovins-porcins et volailles).

Enfin, l'objet du chapitre 3 est à la fois d'exposer les propriétés des fonctions de dépollution et de coûts choisies, et de présenter la formalisation des scénarios retenus pour l'éligibilité des exploitations agricoles.

En effet, le choix pour une fonction de coût de type exponentiel, va impliquer l'existence de discontinuités dans les résultats des simulations, qui mérite au préalable d'être explicitées et discutées. D'autre part, la définition retenue de l'efficacité, en tant que différence entre la somme des rejets polluants individuels initiaux et finaux, nous conduit à souligner l'existence de bornes sur les fonctions de dépollution et de coûts. Nous verrons ultérieurement dans les résultats présentés en partie 3, en quoi cet "effet de bornes" constitue également un paramètre déterminant des résultats des simulations.

CHAPITRE I

Justification du choix de la méthode d'analyse

Nous avons vu que, théoriquement, la mise en place de taxes, normes, marchés de droits, subventions sont censés restaurer l'optimum de premier rang. Or, dans la pratique, la mise en oeuvre de tels instruments se heurte à un certain nombre d'obstacles informationnels et techniques⁵⁷.

Cependant, pour limiter les pertes occasionnées et augmenter l'efficacité économique d'une situation (sans pour autant atteindre l'optimum de Pareto), il existe des solutions de "moindre mal". Puisque l'optimum ne peut être réalisé, il s'agit de privilégier l'application de politiques permettant d'atteindre un objectif à moindre coût (ou encore, de maximiser les bénéfices nets, dans le cas de l'approche coût-bénéfice).

Les principales méthodes d'évaluation présentées ci-dessous reposent sur ce principe. Nous verrons que la pertinence du choix de la méthode dépend de la nature des données disponibles, de la nature du projet lui-même et de l'objectif de l'évaluation.

La description des différentes méthodes, de leur champ d'application et de leurs limites, nous permet de justifier de la pertinence de la méthode coût-efficacité pour l'évaluation des politiques agri-environnementales. Dans ce cadre, nous proposons d'adapter cette méthode à notre problématique, en proposant des référents sur le choix des coûts et de la mesure de l'efficacité physique de la politique à retenir.

⁵⁷ Selon Vermesch D. (1996), pour que l'on soit dans une "situation d'efficacité technique globale, il faut que chaque exploitation agricole soit techniquement efficace et que seules les plus productives participent à la production. Or, la réalité est tout autre : les inefficacités techniques persistent encore dans le secteur".

1.1. Présentation des principales méthodes d'évaluation des politiques

1.1.1. La méthode coût-bénéfice

La méthode coût-bénéfice constitue un outil de décision permettant d'évaluer les projets sur la base d'une comparaison de leurs coûts et de leurs bénéfices. Généralement utilisée *ex-ante*, "cette méthode nécessite une grande quantité d'informations et suppose que des méthodes d'évaluation des bénéfices et des coûts soient définies" (Bürgermeier B. et al., 1997 : 51). En effet, la méthode coût-bénéfice suppose que l'on puisse "monétariser" les avantages associés à la mise en place d'une politique.

Quand ces avantages ne sont pas uniquement monétaires, il convient selon Greffe X. (1997), de trouver des "concepts se rapportant à ces avantages et d'y affecter un prix en utilisant le prix de biens substitués".

Pour les biens environnementaux, pour lesquels il existe rarement de substituts parfaits, la valeur économique des services rendus par ces biens est parfois ramenée à celle d'un substitut technologique. C'est le cas par exemple des bénéfices liés à la préservation des zones humides, zones tampons, à l'origine d'une épuration naturelle des sols. Les bénéfices rattachés aux services d'épuration de ces zones sont estimés à partir du coût marginal d'épuration des stations d'épuration.

Pourtant, cette technique d'évaluation soulève d'autres difficultés, notamment celle du choix de la technologie d'épuration. En effet, dans la mesure où la technologie d'épuration utilisée influe sur le coût marginal d'épuration⁵⁸, se pose la question du choix de la technologie pour la détermination de la valeur économique des services d'épuration rendus par ces zones de marais.

La plupart des biens environnementaux n'ont cependant pas de substituts technologiques. Dans ce cas, l'évaluation des bénéfices est envisagée à partir

⁵⁸ Voir l'étude de McHugh, "the potential for private cost-increasing technological innovation under a tax based economic pollution control policy" (Land Economics, 61, 1985) et celle de Milliam P. "Firm incentives to promote technological change in pollution control" (Journal of Environmental Economics and Management, 17, 1989).

de la valeur qu'accordent les individus à la préservation (ou la restauration) d'un actif naturel. Cette valeur est estimée à partir des préférences exprimées par les agents (méthode d'évaluation contingente), ou encore, à partir de la révélation de leurs préférences (méthode des coûts de transport et des prix hédonistes).

Or, l'emploi de ces méthodes n'est approprié que dans certaines situations. La méthode des coûts de transports est réservée à l'évaluation monétaire de sites récréatifs alors que la méthode des prix hédonistes est, elle, destinée à mesurer la valeur économique accordée à la qualité de l'environnement à partir de biens immobiliers.

Quant à la méthode d'évaluation contingente, elle est plus appropriée aux biens d'usage que de non-usage. En effet, moins les individus connaissent l'utilité et les services que procurent une ressource naturelle, plus les valeurs accordées à sa préservation ont des chances d'être biaisées et assimilables à la valeur d'un don.

1.1.2. L'analyse risque-avantage

Cette méthode est réservée aux situations à risque, où l'absence d'intervention pour limiter ou empêcher ces situations, peut éventuellement générer un danger pour la population ou pour l'environnement. Selon l'OCDE (1996 : 38), cette approche représente une *"inversion de l'analyse coût-bénéfice, parce qu'elle prend pour hypothèse de départ l'absence d'action"*.

Le coût de l'absence d'action est alors celui de voir le danger en question survenir ; les bénéfices liés à cette absence d'action sont les coûts évités des mesures de prévention non prises. Dans l'analyse risque-avantage, l'évaluation du risque se fait en trois étapes: la première étape consiste à identifier les événements déclencheurs ; la seconde, permet de déterminer l'ampleur et la gravité du risque ; la dernière étape, doit estimer la probabilité que l'événement survienne.

Selon l'OCDE (1996), l'application d'une analyse risque-avantage repose sur deux postulats : d'une part, plusieurs résultats possibles doivent pouvoir être

spécifiés et définis, d'autre part, les coûts et avantages de chaque résultat doivent pouvoir être mesurés.

Or, dans le domaine des pollutions d'origine agricole, l'inadéquation de ce type d'analyse tient aux mêmes arguments, déjà énoncés, que ceux concernant l'analyse coût-bénéfice ; l'existence de problèmes informationnels concernant les pratiques agricoles et la complexité des mécanismes de transfert des éléments polluants dans le sol, représentent une limite à l'évaluation de la valeur économique des dégradations occasionnées.

1.1.3.L'analyse multicritères

Contrairement aux deux méthodes précédemment présentées et comme son nom l'indique, l'analyse multicritères repose sur le croisement de plusieurs critères pour l'évaluation d'une politique.

Outre le critère de rentabilité économique du projet lui-même, d'autres critères peuvent être pris en compte, comme par exemple le coût par bénéficiaire, l'ampleur et la portée du projet en terme d'effets directs et indirects, la répartition des avantages, la facilité et la rapidité de mise en œuvre, etc...

La liste des critères n'est pas pré-établie ; elle se construit en fonction de la nature de la politique et des objectifs de l'évaluation elle-même. Les critères retenus doivent permettre de fournir des éléments d'analyse variés, notamment à partir de la construction d'indicateurs (indicateurs de performance, d'équité, d'acceptabilité, d'efficacité, etc...).

L'analyse multicritères est particulièrement pertinente pour effectuer un choix entre deux projets, dont les coûts et bénéfices directs seraient semblables. Mais, pas seulement dans ces cas. Cette méthode d'analyse est souvent utilisée par les gestionnaires de l'environnement, comme base de discussion pour l'analyse d'effets autres qu'économiques (sociologiques, agronomiques, écologiques, etc...).

Il convient de souligner qu'évidemment, le recours à ce type d'analyse implique que l'on puisse disposer d'un nombre important d'informations pour la construction des indicateurs. Quand il s'agit de construire la donnée

manquante, le coût d'acquisition de cette information supplémentaire peut représenter une variable dont il faut tenir compte.

1.1.4. La méthode coût-efficacité

L'analyse coût-efficacité propose de confronter les coûts économiques d'un projet ou d'une politique, à son efficacité physique. D'une manière générale, la problématique d'une analyse coût-efficacité consiste à vérifier si les résultats (physiques) obtenus sont à la hauteur des ressources économiques mobilisées. Pour l'application d'une telle méthode, il convient donc de définir au préalable la notion d'efficacité retenue et la nature des coûts à prendre en compte.

Comme nous l'avons préalablement posé, deux logiques distinctes peuvent s'inscrire dans ce cadre. Si l'efficacité physique à atteindre est préalablement fixée, il convient de retenir la solution qui permettra d'atteindre cet objectif qualité à moindre coût. Par contre, si les coûts (enveloppe budgétaire) sont fixés, la solution à retenir est celle permettant de maximiser l'efficacité du projet, compte tenu de l'enveloppe budgétaire disponible.

Selon l'OCDE (1996), cette méthode d'analyse est particulièrement appropriée pour l'évaluation des projets dont la *"valeur économique des bénéfices est difficilement mesurable"*. A ce titre, les politiques agri-environnementales entrent dans ce cadre. En effet, nous avons vu que la nature diffuse des pollutions agricoles et les problèmes d'asymétrie d'information concernant les pratiques agricoles ne permettent pas de déterminer le coût marginal des dommages (et donc, symétriquement, les bénéfices économiques réalisées par la réduction des pollutions).

Comme pour les autres méthodes développées précédemment, la mise en place d'une analyse coût-efficacité doit se faire dans un cadre comparatif de deux ou plusieurs alternatives. La comparaison peut porter soit sur les instruments de la politique (taxes/ permis de droit), soit sur les variantes des

modalités d'application de la politique (localisation des actions, critères d'éligibilité des bénéficiaires, etc...).

L'utilisation de la méthode coût-efficacité repose par contre sur un postulat important : pour que la comparaison soit valide, il est nécessaire que chacune des politiques (alternatives) ait des effets de même nature. Si ce n'est pas le cas, le recours à une autre méthode d'évaluation s'impose. Comme le souligne Greffe X. (1997), *"si un programme entraîne des effets allocatifs et un autre des effets redistributifs, on devrait raisonner en terme d'utilité"*, et non pas en terme d'efficacité.

Il convient, enfin, de souligner que l'utilisation de la méthode coût-efficacité est plus appropriée aux politiques de court terme, dans la mesure où la prise en compte du long terme soulève des difficultés particulières. En effet, dans une perspective de long terme, le problème de l'actualisation se pose. La rigueur de la démarche impose que l'on puisse être en mesure d'actualiser les coûts et les bénéfices (physiques) associés à la politique. Or, si l'actualisation des coûts est couramment envisagée, l'actualisation des effets environnementaux soulève des problèmes scientifiques plus importants, notamment en ce qui concerne la détermination du taux d'actualisation. A ce titre, la fiabilité des résultats d'évaluation est plus grande pour des politiques de court terme que de long terme.

1.2. Adaptation de la méthode coût-efficacité à notre problématique: quels coûts et quelle efficacité ?

Comme nous l'avons vu, l'analyse coût-efficacité n'est pas standardisée. Son application pour l'évaluation d'une politique implique de définir chaque fois les coûts retenus dans les calculs et la notion d'efficacité choisie.

1.2.1. Identification des coûts économiques

La mise en place de politiques publiques dans le cadre de la protection de l'environnement entraîne des coûts publics et privés, directs et indirects.

En l'absence de référents sur les coûts à prendre en compte dans le cadre d'une approche coût-efficacité, nous avons opté pour ne tenir compte que des coûts directs des politiques d'environnement, c'est à dire l'ensemble des coûts engendrés pour la mise en place de ces politiques.

1.2.1.1. Prise en compte des coûts directs

Les coûts directs comprennent les coûts publics et privés 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 traitement 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 d'éventuelles subventions à l'investissement ou à la dépollution.

Les coûts privés correspondent aux dépenses engagées par les "bénéficiaires" de la politique (acquiescement d'une taxe ou participation aux investissements nécessaires).

1.2.1.2. Exclusion des coûts indirects

Les coûts indirects générés par l'application des politiques ne sont pas pris en compte dans l'analyse. Ces coûts sont ceux supportés par l'agriculteur, les autres branches d'activités, ou la collectivité entière. En ce qui concerne les coûts supportés par les agriculteurs, il peut s'agir par exemple de coûts supplémentaires engendrés par une modification globale du système d'exploitation (allant au delà de la participation financière exigée), par la

baisse de rendements non compensés ou encore par l'augmentation du prix du foncier.

Le secteur de l'agro-alimentaire est également à même de subir les effets directs et indirects des politiques agri-environnementales. Les coûts indirects peuvent être associés à l'augmentation des prix des productions agricoles (suite à une baisse des rendements agricoles), ou à des modifications dans les procédés de traitements des produits agricoles, etc... Ces coûts indirects sont multiples, ils peuvent provenir de l'interaction de différents facteurs, avec des délais d'apparitions variables (sur le court ou le long terme) et peuvent parfois être compensés par des bénéfices indirects.

Enfin, le coût d'opportunité d'un projet constitue une forme particulière de coût induit. Ce coût égalise les bénéfices (nets) perdus de projets auxquels il a fallu renoncer pour la mise en place d'une politique.

Il convient de souligner que la prise en compte des coûts indirects comporte un certain nombre de contraintes. D'une part, elle nécessite un grand nombre de données, dont nous ne disposons pas pour notre étude.

D'autre part, l'intégration d'effets indirects peut conduire à multiplier les sources de confusion. Comme le souligne Greffe X. (1997 : 327), *"plus on prend en considération les effets indirects, plus on risque d'assumer des résultats qui n'ont de signification que par rapport à un contexte spécifique"*.

Enfin, dans le cadre d'une évaluation coût-bénéfice, il peut être pertinent de chercher à tenir compte au mieux de ces coûts indirects, puisque la règle de décision est celle d'une maximisation des bénéfices économiques nets. Si, dans le cadre d'une analyse coût-efficacité, l'intégration de coûts indirects représente la démarche la plus complète, leur non prise en compte de ces coûts ne remet pas en cause l'intérêt des résultats obtenus.

1.2.2. Efficacité d'une politique en terme de réduction des émissions polluantes

Comme nous l'avons préalablement établi, l'aspect diffus des pollutions agricoles fait qu'il n'est pas permis d'identifier, à partir de mesures directes sur la ressource, les agents pollueurs et la quantité d'azote émise par chacun d'eux. De fait, l'estimation de l'efficacité environnementale d'une politique ne peut pas être faite à partir de la mesure de la pollution ambiante du milieu.

Nous avons alors choisi de développer un indicateur d'efficacité à partir de la réduction des émissions polluantes, et non de la pollution ambiante.

Rappelons que l'émission polluante est définie comme *"le flux initial de pollution avant transfert, supposé être à l'origine de la pollution ambiante et sur lequel va porter l'effort de réduction de la pollution"* (Bel F. et Al., 1998).

Un tel indicateur revient en définitive à quantifier l'effort de dépollution à la source, c'est à dire, la réduction du risque pollution. Il ne permet par contre pas d'apprécier l'impact de la politique sur l'amélioration de la qualité des eaux, du sol ou encore l'atmosphère.

Enfin rappelons, que le terme de dépollution sera parfois employé par simplification, pour signifier la réduction d'émissions polluantes.

CHAPITRE II

Application aux données du PMPOA

Dans ce chapitre, nous proposons de présenter les différentes étapes associées au traitement des données dont nous disposons, pour une application empirique de notre travail. Comme nous l'avons préalablement établi, l'étude repose sur les données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne concernant l'application du PMPOA en région Aquitaine.

Après avoir spécifié l'échelle de travail et la nature des données disponibles à cette échelle, nous abordons les différentes étapes du traitement statistique, qui ont permis de dégager les variables déterminantes de la population et de valider la représentativité des sous-échantillons effectués pour les besoins de l'étude.

Enfin, nous proposons de mettre en place un mode de calcul de l'efficacité environnementale et de construire les fonctions de coût de dépollution par type d'élevage (bovins lait, bovins viande, porcins, volailles et élevages mixtes de bovins-porcins).

2.1 Echelle de travail et nature des données disponibles

2.1.1. Arguments en faveur d'un zonage administratif large

2.1.1.1. Justification pour une approche régionale

L'évaluation de politiques publiques dans le domaine de l'environnement en général pose le problème du choix d'une échelle d'étude appropriée. Une approche locale est pertinente pour la compréhension de mécanismes détaillés micro-économiques. Par contre, cette échelle est insuffisante si l'on souhaite connaître l'efficacité générale d'une politique environnementale.

L'argumentaire général en faveur d'une évaluation à une échelle régionale se situe dans l'intérêt d'un niveau intermédiaire de différenciation et d'agrégation

des informations. Un découpage régional autorise une vision d'ensemble des problématiques existantes, sans exclure les sites "atypiques" comme les zones sensibles à l'eutrophisation et les zones vulnérables aux pollutions azotées. Il permet en outre de recenser une certaine diversité des systèmes de production agricoles ; les résultats de l'évaluation ont alors un caractère représentatif des effets de la politique à l'échelle de la région.

Il convient par ailleurs de souligner que le découpage administratif de la région reste indépendant de problématiques environnementales. Cependant, les délimitations administratives représentent un découpage pratique notamment pour la gestion des politiques par les administrations locales ; à ce titre, les textes de loi préconisent, lors de l'élaboration de politiques, le découpage de zonages larges et les regroupement territoriaux en tenant compte des limites administratives (circulaire du 5 novembre 1992 sur l'application de la directive 91/676/CEE).

Enfin, comme le souligne l'OCDE (1989), l'autonomie gagnée par les administrations régionales (notamment depuis la décentralisation de 1976), *"accentue les possibilités de maximiser les avantages, de susciter des groupes de pression locaux, et d'encourager chez la population un sentiment de responsabilité régionale"*. Ainsi, à l'heure où l'autonomie des régions est grandissante notamment vis à vis de la gestion de problématiques environnementales, la proposition pour une évaluation à une échelle régionale peut s'avérer pertinente et d'actualité.

2.1.1.2. Les principales productions animales de la région

Globalement, c'est le département des Pyrénées Atlantiques qui est le plus fortement impliqué dans l'élevage, avec une forte présence de porcs (53 % de la production régionale), de bovins (39 %) et d'ovins. Le département de la Dordogne prend la seconde place avec principalement les bovins (31 % de la production en Aquitaine) et les porcs (16 %). Le département des Landes est essentiellement marqué par les élevages de volailles, et celui du Lot et Garonne a une production plus équilibrée entre bovins, volailles et porcs. Le

département de la Gironde reste le département le moins marqué par la production animale. Le tableau 9 ci-dessous confirme la position prépondérante des départements des Pyrénées Atlantiques et de la Dordogne. Les exploitations porcines, bovines et ovines (au moins pour le département des Pyrénées Atlantiques) occupent une place non négligeable dans ces départements : plus de 27 % des exploitations de la Dordogne sont spécialisées dans l'élevage bovin, et près d'un tiers des exploitations des Pyrénées Atlantiques produit des ovins et des caprins. Les exploitations spécialisées dans l'élevages sont moins importantes dans les autres départements (surtout pour la Gironde).

Tableau 9 : Pourcentage d'exploitations spécialisées dans la production animale par département (OTEX, 1993)

	Dordogne	Gironde	Landes	Lot et Garonne	Pyrénées Atlantiques
Bovin lait, élevage, viande	6.42	2.19	-	2.68	9.96
Bovin élevage, poly-élevage, herbivores	27.28	4.39	3.12	7.60	14.18
Autres herbivores	7.47	6.90	-	-	27.18
Granivores, poly-élevage granivores	2.32	0.64	3.30	0.98	2.05
Grandes cultures herbivores	11.40	-	13.07	9.39	12.18
Autres cultures/élevage	4.15	3.66	3.88	2.73	2.68
Ensemble	59.05	17.79	23.39	23.39	68.23

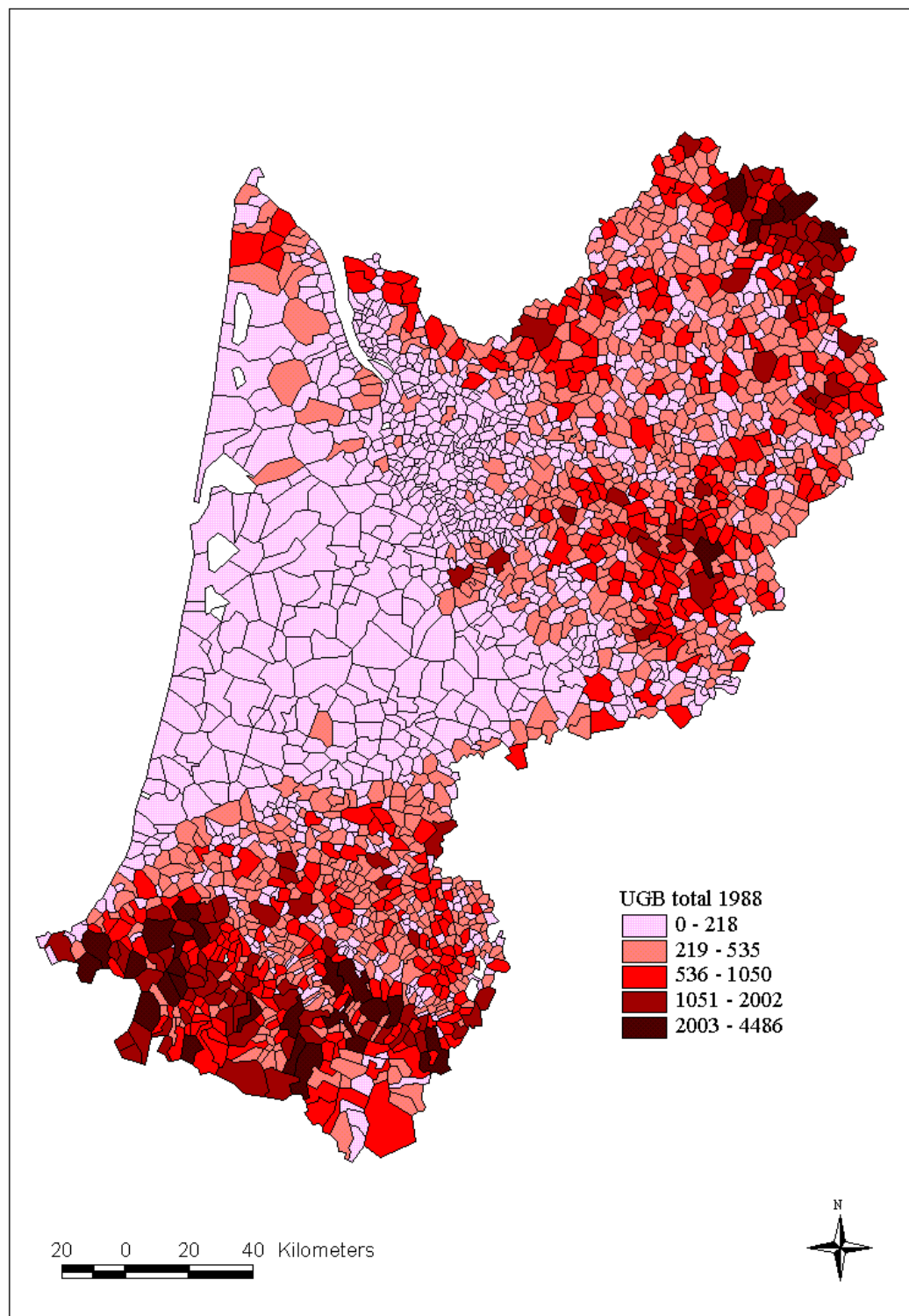
Les structures d'élevage en Aquitaine restent modestes par rapport à la moyenne nationale : 60 % des élevages de bovins viande ont moins de trente têtes (contre 46 % au niveau national, 44 % des élevages porcins ont moins de cinquante porcs (contre 21 % au niveau national) et 42 % des exploitations laitières ont moins de vingt vaches laitières.

Il existe cependant au niveau régional des zones particulières où la densité de population animale est plus forte. La carte 2 présentée ci-après renseigne à travers le nombre d'UGB, sur le risque de pression polluante, c'est à dire le

risque d'excédents azotés. En toute logique, on constate que les zones où le nombre d'UGB est le plus élevé se situent dans les Pyrénées Atlantiques, dans le Nord de la Dordogne et dans le Lot et Garonne.

Il convient également de souligner que les zones où le nombre d'UGB est le plus important se situent pour certaines dans les secteurs délimités comme zones vulnérables (comme le bassin de l'Adour et une partie du Lot et Garonne) ou zones sensibles à l'eutrophisation (rives gauches de l'Adour et basse Dordogne). Ces zones doivent par conséquent faire l'objet d'une vigilance particulière vis à vis du respect de la législation sur les capacités d'épandage et sur le stockage des effluents d'animaux.

Carte 2 : Nombre d'Unités Gros Bovin par commune (RGA, 1988)



2.1.2. Les données de l'Agence de l'eau Adour-Garonne

2.1.2.1. Format des données

En avril 1999, l'Agence de l'eau Adour-Garonne enregistrait 890 exploitations intégrables pour la région Aquitaine. Sur le total, 285 sont situées dans les Pyrénées Atlantiques, 263 dans les Landes, 234 en Dordogne, 79 dans le Lot et Garonne et 29 en Gironde.

Sur les 890 exploitations recensées, seules 246 disposaient d'informations complètes (année d'intégration, taille de l'élevage, type d'élevage, montant du devis des travaux et montant éligible à la subvention). La structure de cette population respecte globalement celle des 890 exploitations (voir annexe 1). Il convient cependant de souligner la sous-représentation des élevages de palmipèdes, situés essentiellement dans le département des Landes (4,5 % contre 15,6 %), et la sur-représentation des élevages porcins de grande taille (23,2 % contre 16,1 %). Cette situation est directement liée au mode d'intégration des élevages dans le PMPOA : les dossiers complets sont ceux des premiers élevages intégrables (correspondant aux plus grosses exploitations) ; le faible nombre de dossiers complets pour les élevages palmipèdes s'expliquant par leur intégration tardive dans la politique (1998).

Une première analyse statistique a été conduite sur ces 246 exploitations, afin de déterminer les variables statistiquement représentatives (ACM) et de constituer des classes homogènes d'exploitations en fonction de ces premières variables (CAH).

Cette analyse a été dans un deuxième temps enrichie par l'intégration de variables supplémentaires. En effet, la base de données fournie initialement ne contenait pas d'informations sur l'état des bâtiments d'exploitation et le taux de pollution avant la mise en place du programme, permettant d'estimer l'efficacité du programme en terme de réduction potentielle des émissions polluantes.

Ces informations, contenues dans les contrats individuels⁵⁹ et les DEXEL⁶⁰, ont été fournies en janvier 2000 par les délégations des Agences de la région (Brives, Pau, Bordeaux)⁶¹.

Outre les variables initiales, chaque contrat contient des informations sur les coefficients de primes relatifs à l'état des bâtiments avant la mise en place du PMPOA et, pour chaque poste des travaux de la mise aux normes, le détail de trois montants : le montant total des travaux présentés sur devis par l'agriculteur ; le montant éligible à la subvention octroyée par l'Agence de l'eau ; le montant éligible à la subvention versée par l'Etat ou un autre organisme d'Etat décentralisé. Il convient de souligner que les montants retenus par les différents organismes pour le versement de la subvention ne sont pas identiques; chaque organisme possédant une méthode de calcul qui lui est propre. En effet, les Agences de l'eau basent l'assiette de calcul des montants éligibles sur les effectifs animaliers présents en 1994, première année de mise en place du programme. De son côté, l'Etat et les collectivités locales se servent de l'effectif réel au moment de l'étude préalable. Par conséquent, si la taille de l'élevage a été modifiée de manière importante entre 1994 et l'année de l'étude préalable, les montants éligibles, et donc les montants des subventions accordées, peuvent varier fortement. Dans ces cas, le financement annoncé du programme aux deux tiers du montant des travaux n'est pas toujours réalisé (il peut être inférieur aux deux tiers si la taille de l'élevage a augmenté, et inversement).

Pour les différents calculs effectués, nous avons choisi de travailler à partir des montants retenus par l'Agence de l'eau, puisque le montant retenu par l'Etat ne figurait pas encore sur l'ensemble des dossiers.

Enfin, il convient de préciser que vu le retard pris dans la réalisation des intégrations, les contrats analysés dont nous disposons concernent majoritairement les exploitations dont l'intégration s'est faite en début de programme (1994-1996).

⁵⁹ Contrats passés entre l'agriculteur, l'Agence de l'eau et un autre organisme d'Etat.

⁶⁰ Diagnostic d'Environnement de l'Exploitation d'Elevage.

2.1.2.2. Localisation des exploitations intégrables en Aquitaine

La cartographie des exploitations intégrables en Aquitaine a été construite à partir de la commune où se trouve le siège de l'exploitation (sous Arcview). Il se peut que certaines parcelles réservées aux pâturages se situent hors de la commune du siège de l'exploitation, mais on estime que globalement la représentation permet de bien situer les zones où les activités d'élevage sont concentrées. Par ailleurs, certaines communes abritent plusieurs exploitations, mais la représentation retenue ne nous permet pas ici de les identifier (carte 3).

La localisation des 890 exploitations intégrables permet cependant de mettre en évidence la proximité des plus gros élevages de la région avec des zones sensibles à l'eutrophisation ou vulnérables aux nitrates. En effet, 14 % de ces élevages se situent en zones vulnérables (127 exploitations) et 57 %, se situent en zones sensibles à l'eutrophisation (511 exploitations).

Sur ces zones fragilisées, la mise aux normes des exploitations est particulièrement primordiale pour limiter l'augmentation des dégradations du milieu. La norme d'épandage de 170 Kg/ha/an doit notamment être respectée dans les zones vulnérables.

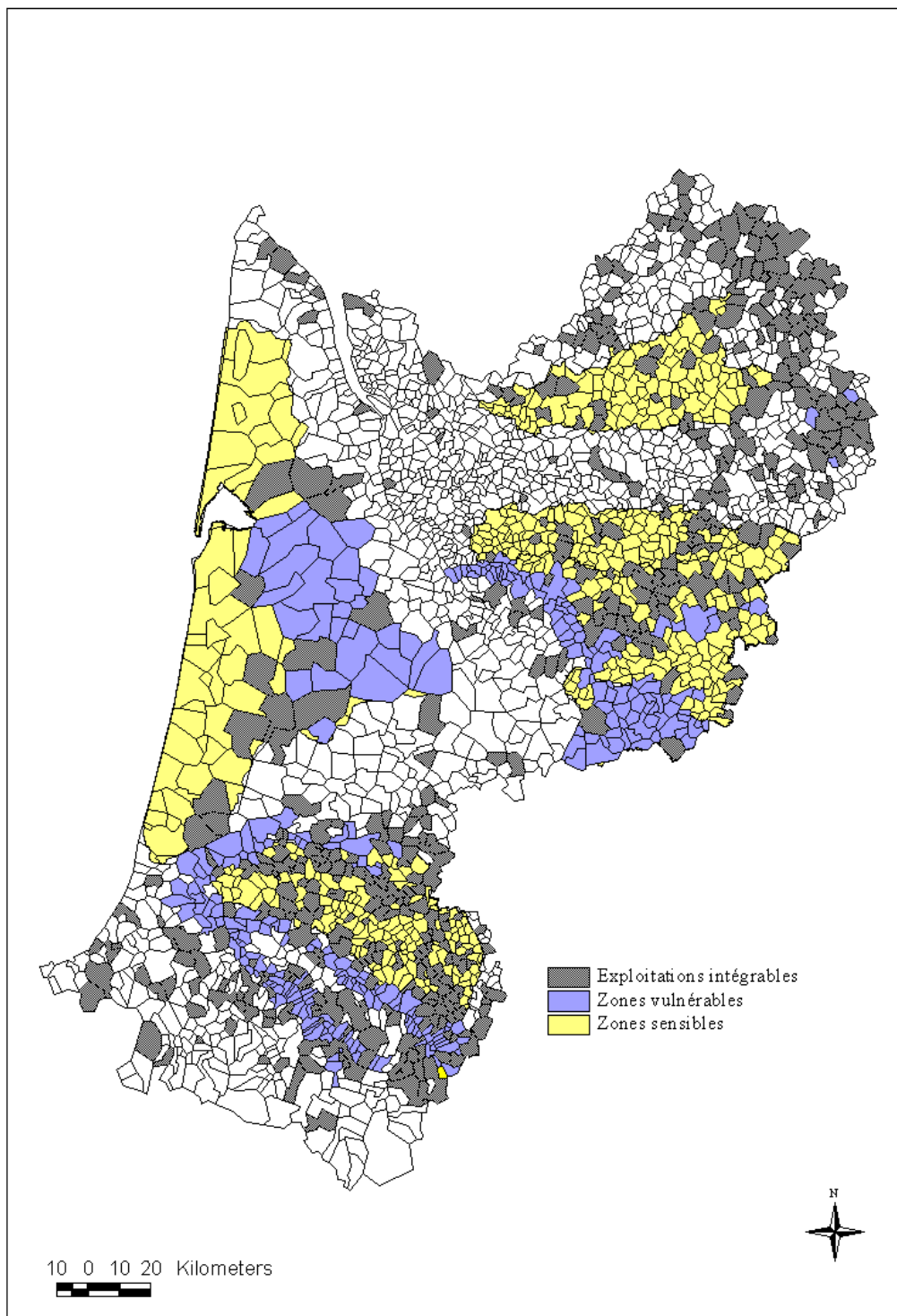
Il convient par ailleurs de souligner que les exploitations d'élevage ne contribuent pas toutes de la même façon à l'augmentation des dégradations sur ces zones fragiles. En effet, la majeure partie des exploitations en Aquitaine est loin d'atteindre les productions azotées des exploitations bretonnes ; d'après nos estimations, la plupart d'entre elles sont à l'origine de productions azotées relativement peu importantes. Seul un petit nombre d'exploitations représente un risque plus important vis à vis de la pollution azotée.

D'une manière générale, la localisation des exploitations intégrables permet de constater que le risque de dégradation du milieu n'est pas le même pour toutes les exploitations. Il dépend d'une part des caractéristiques écologiques de la zone où se situe l'exploitation agricole (c'est à dire de la vulnérabilité du milieu). D'autre part, il est relatif à la quantité d'azote produite par

⁶¹ L'acquisition de ces données a notamment fait l'objet d'une convention passée entre le Cemagref et l'Agence de l'eau Adour-Garonne visant le respect de la confidentialité des données.

l'exploitation. Bien entendu, ce risque est multiplié quand ces deux aspects se cumulent.

Carte 3 : Localisation des exploitations intégrables au PMPOA



2.2. Traitements préliminaires des données disponibles

2.2.1. Analyses statistiques descriptive et inférentielle

2.2.1.1. Analyse des Correspondance Multiples : détermination des variables déterminantes

Les variables principales concernant les 246 exploitations sont l'année d'intégration, le type de cheptel, la taille de l'élevage (bovin, porcin, bovin-porcin, palmipèdes mixtes et volailles mixtes⁶²), le montant du devis des travaux et le montant éligible à la subvention accordée par l'Agence de l'eau.

Afin d'homogénéiser les unités de mesure des effectifs des différents types d'élevage, il convient de convertir ces effectifs en production d'équivalent azoté ou UGBN (Unité Gros Bovin Nitrates), correspondant à la quantité d'azote annuelle produite par chaque élevage (pour le détail de la méthode, voir § 2.3.1.1 *conversion des effectifs en UGBN*). Pour l'analyse⁶³, nous avons construit une variable supplémentaire concernant le ratio coût (ou montant éligible) par UGBN.

L'analyse des correspondances multiples (ACM)⁶⁴ nous a permis de classer les variables suivant cinq modalités (tableau 10).

Les modalités 1 et 2 représentent les élevages pour lesquels le coût de la mise aux normes et le nombre d'UGBN sont plus faibles ; les modalités 4 et 5 représentent les élevages dont le coût de la mise aux normes et le nombre d'UGBN sont élevés.

⁶² Les élevages de palmipèdes et de volailles mixtes correspondent à des élevages en majorité avicoles, avec une présence minoritaire (en UGBN) de bovins ou de porcins.

⁶³ Toutes les analyses statistiques ont été conduites sous *Statlab* ; les résultats principaux ont été confirmés avec *Systat*.

⁶⁴ L'ACM est une analyse factorielle ; c'est une méthode statistique descriptive qui permet d'organiser l'ensemble des informations sur une population donnée et de prendre en compte simultanément, les variables quantitatives et qualitatives.

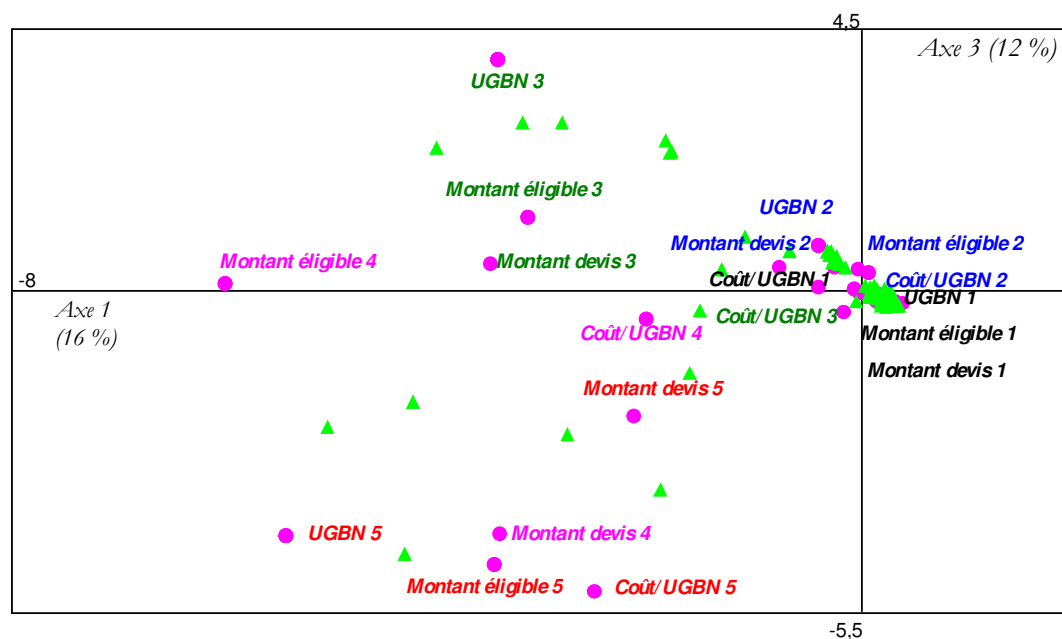
Tableau 10 : Modalités des variables quantitatives (isofréquence⁶⁵)

Variables	Modalités	Valeurs des bornes
Montant devis (Francs)	1	2 800 à 180 000
	2	180 000 à 350 000
	3	350 000 à 520 000
	4	520 000 à 820 000
	5	820 000 à 4 200 000
Montant éligible (Francs)	1	8 800 à 170 000
	2	170 000 à 300 000
	3	300 000 à 430 000
	4	430 000 à 580 000
	5	580 000 à 2 800 000
UGBN (Kg d'azote/an)	1	10 à 100
	2	100 à 120
	3	120 à 150
	4	150 à 200
	5	200 à 1020
Coût/UGBN (Francs/Kg d'azote)	1	30 à 1260
	2	1260 à 2100
	3	2100 à 3000
	4	3000 à 4500
	5	4500 à 18600

L'ACM autorise la projection graphique sur deux axes des principales variables et des individus (figure 12). Le choix d'une projection sur les axes 1 et 3 tient à la nature des informations contenues sur ces axes. En effet, l'axe 1 fournit la part de l'information la plus importante (16 %) ; l'axe 3 contient la même somme d'informations que l'axe 2 (12 %), mais permet de mieux distinguer que l'axe 2, les modalités concernant le nombre d'UGBN, c'est à dire la taille des élevages.

⁶⁵ Le découpage de la population en isofréquence permet de constituer des groupes dont le nombre d'individus est le même.

Figure 12 : Représentation des variables et des individus principaux
(ACM 1-3)⁶⁶



L'interprétation de la projection se fait par rapport à l'information contenue par les deux axes. L'axe 1 est formé par les variables concernant le coût de la mise aux normes : les modalités 1 et 2 (faible coût) sont projetées sur les valeurs positives de l'axe 1, les modalités 3, 4 et 5 (coût plus important), sur les valeurs négatives du même axe. L'axe 3 contient l'information sur le nombre d'UGBN des élevages ; les variables concernant les élevages à fort effectif (modalité 5) ont majoritairement des coordonnées négatives, les variables concernant les élevages à plus faible effectif (modalité 2 et 3) ont des coordonnées positives. Le tableau 11 ci-dessous permet de visualiser les variables qui ont les plus fortes corrélations aux axes et, qui contribuent en même temps le plus à la formation des axes (pour le détail des coordonnées de l'ensemble des variables, voir annexe 2).

⁶⁶ Les individus sont représentés par les triangles de couleur verte, les variables, par les points roses.

Tableau 11 : Identification des variables dont les corrélations aux axes sont les plus fortes

	Coordonnées	Variables	Corrélations	Contributions
Axe 1 négatif	-5,40268	UGBN 5	0,48246	0,06443
	-3,48946	Montant devis 3	0,35663	0,04703
	-5,98783	Montant éligible 4	0,29389	0,03957
	-3,40628	UGBN 3	0,29007	0,03842
	-3,12070	Montant éligible 3	0,24347	0,03224
	-3,44549	Montant éligible 5	0,14656	0,01965
	-3,40419	Montant devis 4	0,14307	0,01918
Axe 1 positif	0,29734	UGBN 1	0,33805	0,00951
	0,19548	Montant éligible 1	0,14257	0,00409
	0,18814	Montant devis 1	0,15389	0,00391
Axe 3 négatif	-4,17989	UGBN 5	0,28878	0,05032
	-4,67046	Montant éligible 5	0,26930	0,04712
	-4,12051	Montant devis 4	0,20961	0,03668
Axe 3 positif	3,97869	UGBN 3	0,39575	0,06839
	0,79800	UGBN 2	0,12736	0,01880

La projection en ACM (figure 12) permet de constater qu'une grande partie des exploitations est concentrée à proximité de l'intersection des axes ; le nombre d'exploitations "remarquables", que ce soit par un montant de devis (ou éligible) ou par un nombre d'UGBN très élevés (modalités 4 et 5) est peu important (6 % du total).

Par ailleurs, la variable concernant le montant éligible des travaux n'est pas exclusivement dépendante du nombre d'UGBN. En effet, nous verrons que le coût des travaux est également lié à l'état des bâtiments d'élevages. Cette variable n'est intégrée qu'ultérieurement dans l'analyse, à partir des données collectées dans les contrats individuels et les DEXEL (§ 2.3.2. *détermination des variables principales de la mise aux normes et construction des fonctions de coûts de dépollution*).

Enfin, il convient de noter que les variables qualitatives concernant l'année d'intégration et le type d'élevage ne sont pas, à ce stade, représentatives et ont un faible poids dans la contribution des axes (voir annexe 2). Ces variables ne sont pas explicatives de la situation des exploitations en terme de montants des travaux et d'effectif d'élevage présent sur l'exploitation.

2.2.1.2. Constitution de classes d'exploitations par le biais de la classification ascendante hiérarchique

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) permet de constituer des classes d'exploitations statistiquement homogènes (tableaux 12). Par contre, pour que les classes soient statistiquement significatives, nous avons dû exclure de l'analyse les variables qualitatives concernant le type d'élevage et l'année d'intégration.

Les exploitations sont regroupées en 6 classes distinctes (voir la projection graphique, annexe 3). La classe 1 représente globalement les exploitations les plus importantes en taille d'élevage, c'est à dire celles pour lesquelles les émissions polluantes sont potentiellement les plus élevées (la quantité d'azote annuelle produite est 420). Ce sont également les exploitations les plus coûteuses en terme de mise aux normes (plus de 1,7 millions de Francs en moyenne par exploitation). Il convient de préciser que c'est aussi la classe la plus petite en terme d'effectif puisqu'elle ne concerne que 12 exploitations (soit 5 % de la population).

Tableau 12 : Moyennes et écarts types des variables principales par classe d'exploitation

		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	Classe 6
Montant devis (F)	Moyenne	2 369 950	1 064 197	745 722	471 391	284 887	55 518
	<i>Ecart type</i>	749 845	231 980	178 673	79 616	108 710	34 432
Montant éligible (F)	Moyenne	1 740 911	877 442	478 813	443 252	237 420	55 027
	<i>Ecart type</i>	698 106	151 065	74 367	77 206	66 677	30 950
UGBN (Kg)	Moyenne	420	203	159	161	155	120
	<i>Ecart type</i>	302	107	84	77	105	65
Ratio coût- UGBN	Moyenne	6486	5513	3648	3224	1969	1030
	<i>Ecart type</i>	5121	2048	1784	1271	1054	1745
Nombre exploitations		12	31	40	55	75	33

La classe 6 représente les exploitations dont les quantités d'azote produites annuellement sont les plus faibles (UGBN moyen de 120). Les montants éligibles moyens sont également les plus faibles (55 027 F par exploitations).

Les autres classes sont des classes intermédiaires en terme de montant éligible des travaux, de nombre d'UGBN et de coût/UGBN. Comme l'a montré l'ACM, la grande majorité des exploitations intégrables se situent dans ces classes intermédiaires.

La classification permet ainsi d'établir l'existence d'une relation entre le montant du devis, le montant éligible, le nombre d'UGBN et le ratio coût/UGBN. Globalement, plus le nombre d'UGBN est important et plus les montants des devis et les montants éligibles sont élevés. Pourtant, cette proportionnalité n'est pas systématiquement vérifiée et certaines classes intermédiaires (notamment les classes 3 et 5) montrent que pour un nombre d'UGBN similaire, le montant des travaux peut être multiplié par plus de deux. A nouveau, cela confirme l'intervention d'autres variables dans la constitution du montant des travaux, comme l'état des bâtiments d'élevage.

2.2.1.3 Test complémentaire sur le type d'élevage

Comme nous l'avons préalablement souligné, l'ACM n'a pas permis d'identifier la variable "type d'élevage" comme déterminante. En effet, cette variable contribue moins à la formation des axes et son poids dans l'analyse est atténué par d'autres variables plus explicatives (comme les montants des travaux et le nombre d'UGBN). Il nous est pourtant apparu important de pouvoir situer les différents groupes d'élevage en fonction des classes d'exploitations déjà constituées, et de compléter cette approche par un test complémentaire du Chi2.

Le tableau 13 ci-dessous permet de constater la composition hétérogène des classes d'exploitations.

Tableau 13 : Nombre d'exploitations par classe et type d'élevage

	Bovin	Bovin + Porcin	Porcin	Palm. mixtes	Volailles mixtes	Effectif total	Part %
Classe 1	3	3	6	-	-	12	4.8
Classe 2	14	6	6	3	2	31	12.6
Classe 3	24	10	4	-	2	40	16.2
Classe 4	24	7	18	3	3	55	22.3
Classe 5	29	13	17	1	15	75	30.5
Classe 6	5	2	6	4	16	33	13.5
Total	99	41	57	11	38	246	100
Part %	40.2	16.6	23.2	4.5	15.4	100	

Même s'il n'existe pas un lien statistiquement représentatif entre les classes d'exploitations et les types d'élevage, il est néanmoins possible de dégager deux tendances. Tout d'abord, les exploitations les plus importantes et les plus onéreuses (classe 1) sont essentiellement spécialisées dans la production bovine, porcine ou mixte (bovins et porcins). Il serait néanmoins délicat de conclure trop rapidement puisque l'on retrouve ces types d'élevage dans toutes les autres classes d'exploitations (en proportions plus importantes). D'autre part, les élevages de volailles sont majoritairement trouvés dans les classes d'exploitations les plus petites et les moins coûteuses vis à vis de la mise aux normes.

Pour vérifier statistiquement l'existence d'une relation entre les différents types d'élevage, le montant des travaux et le nombre d'UGBN, un test du Chi2 sur les modalités des différentes variables s'est avéré nécessaire (tableau 14).

Tableau 14 : Modalités significatives des types d'élevages

	Bovin	Porcin	Bovin + Porcin	Palm. mixtes	Volaille mixtes
Montant devis (x 1000 F)	520 à 820	ns	ns	2,8 à 180	2,8 à 180
Montant éligible (x 1000 F)	430 à 580	ns	ns	8,8 à 170	8,8 à 170
UGBN	100 à 120	200 à 1020	150 à 200	120 à 150	ns
Coût/UGBN	4 500 à 18 600	4 500 à 18 600	3 000 à 4 500	ns	30 à 1 260

Les élevages bovins se caractérisent par un nombre d'UGBN relativement peu élevé. Parallèlement, ce type d'élevage étant corrélé à des montants de travaux élevés (de 430 000 à 580 000 Fcs), le ratio du coût par UGBN est donc important.

Les élevages porcins constituent des élevages de taille importante (de 200 à 1020 UGBN) et le coût/UGBN de leur mise aux normes est élevé. Quant aux élevages mixtes bovins+porcins, ils sont liés à un nombre d'UGBN intermédiaire (150 à 200), mais statistiquement, le coût des travaux par UGBN est moins élevé.

Les élevages mixtes de volailles et palmipèdes sont eux corrélés à des montants des travaux faibles (modalité 1).

2.2.2. Echantillonnage pour les enquêtes détaillées

2.2.2.1. Contingement des effectifs de la population initiale

L'analyse statistique nous a permis initialement de déterminer six classes homogènes d'exploitations à partir de quatre variables principales (montant des devis, montant éligible à la subvention, nombre d'UGBN et coût/UGBN).

Or, l'introduction de variables supplémentaires s'avèrent nécessaires pour construire une typologie plus fine des exploitations. En effet, l'analyse effectuée cache des disparités entre exploitations et ne permet pas, par exemple, de distinguer les exploitations pour lesquelles le montant des travaux est élevé à cause d'un effectif animalier important, ou à cause d'un état initial des bâtiments particulièrement dégradé.

Par ailleurs, l'estimation de l'efficacité environnementale (en termes de réduction des émissions polluantes) du PMPOA nécessite des données individuelles supplémentaires (état des bâtiments, taux de pollution diffuse avant et après la mise en place du PMPOA, distinction des bovins lait et des bovins viande).

Ces informations sont disponibles dans les contrats individuels et les DEXEL. Or, ces documents étant relativement volumineux (et disponibles seulement sous format papier), le recueil des données a nécessité un échantillonnage des exploitations. Après consultation des techniciens des différentes délégations de l'Agence de l'eau, il a été convenu de ne retenir que la moitié des effectifs d'exploitations.

Pour construire cet échantillon, nous avons opéré par stratification, en cherchant à conserver la structure initiale de la population par classes d'exploitations et type d'élevage (donnée dans le tableau 14).

Le tableau de contingence ci-dessous (tableau 15) présente le détail de l'échantillonnage effectué. L'effectif total de la population ayant été divisé par deux, nous avons opéré de la même manière pour chaque classe et chaque type d'élevage. Les catégories affectées (*) correspondent aux classes de faible effectif pour lesquelles la variance des coûts est très importante. L'application de la même règle de réduction des effectifs aurait entraîné leur exclusion de l'analyse. Ces classes représentant les exploitations dont le montant des travaux et le nombre d'UGBN sont les plus élevés, nous avons donc jugé opportun de conserver l'effectif de départ. Ces classes sont donc légèrement sur-représentées par rapport à la population totale (+4.4 % pour la classe 1 et +6.6 % pour la classe 2). La classe 5, pour laquelle l'effectif de départ est le plus important est elle légèrement sous-représentée.

Tableau 15 : Tableau de contingence des effectifs

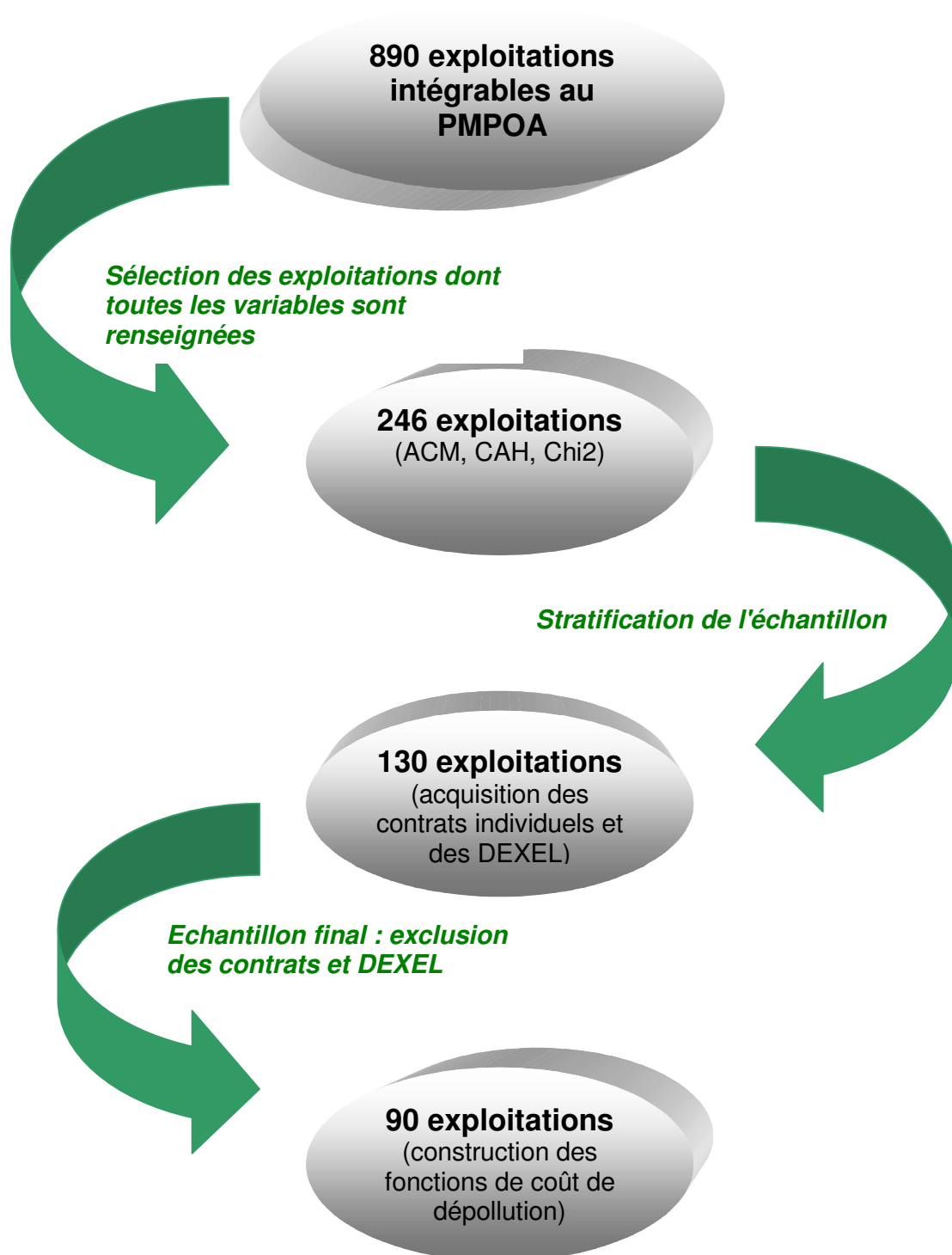
	Bovin	Bovin + Porcin	Porcin	Palm. mixte	Volaille mixte	Effectif total	Part	Variation
Classe 1	3 (*)	3 (*)	6 (*)	-	-	12	9,2	+4,4
Classe 2	14 (*)	6 (*)	3	0	2	25	19,2	+6,6
Classe 3	12	5	2	-	2 (*)	21	16,1	-0,1
Classe 4	12	4	9	0	2	27	20,7	-1,6
Classe 5	10	6	8	0	7	31	23,8	-6,7
Classe 6	3	2	3	0	6	14	10,7	-2,8
Total	54	26	31	0	19	130		
Part %	41,5	20,0	23,8	0,0	14,6			
Variation	+1,3	+3,4	+0,6	-4,5	-0,8			

La structure des différents types d'élevage est relativement bien conservée par rapport à la population initiale. Les palmipèdes font exception puisque nous avons choisi d'exclure de l'analyse ce type d'élevage. En effet, ces élevages, initialement sous-représentés, sont dans une situation un peu particulière par rapport aux autres élevages, leur intégration au PMPOA ayant été décidée tardivement, après le lancement du PMPOA (1998).

2.2.2.2. Identification des variables complémentaires et échantillon final

Sur les 130 contrats individuels, 116 ont été mis à disposition par l'Agence de l'eau Adour-Garonne (les 14 contrats manquants n'étant pas encore finalisés). L'analyse est, elle, menée sur les 90 exploitations pour lesquelles l'information était complète ; les autres dossiers (DEXEL) n'étant renseignés que partiellement, ils ont été exclus de l'analyse.

La figure 13 ci-dessous récapitule les différentes étapes permettant de définir l'échantillon final à partir duquel les fonctions de coûts de dépollution sont construites. L'échantillon final regroupant les 90 exploitations est donc bien représentatif de la population de départ.

Figure 13 : Etapes successives pour la détermination de l'échantillon final

Les contrats individuels et DEXEL contiennent un nombre très important d'informations complémentaires. Les données pertinentes retenues pour la construction des fonctions de coût sont listées ci-dessous :

a) *Les UGBN maîtrisables* : à la différence des UGBN, les UGBN maîtrisables ne tiennent pas compte du cheptel pâturant⁶⁷ et recensent uniquement l'effectif UGBN présent à l'intérieur des bâtiments durant l'année d'exercice. L'UGBN maîtrisable représente un indicateur de la pression polluante, en associant un effectif animalier à un mode de conduite des troupeaux (= UGBN total X nombre de jours passés à l'intérieur des bâtiments).

b) *La distinction des bovins lait et viande* : les premières analyses ont été faites sans pouvoir distinguer ces deux types de production. Or, cette variable est déterminante dans la constitution de groupes d'élevages homogènes. En effet, les modes de conduite différenciés de ces troupeaux (nombre de jours en stabulation et aux pâturages) ont un impact direct sur la pression polluante.

c) *L'état des bâtiments avant la mise en place du projet* : la qualité générale des bâtiments couvre les aspects concernant les problèmes de non conformité (profondeur des fosses par exemple) et de dégradation liée à l'usure des bâtiments (fissures, etc...). Elle conditionne la qualité de récupération et de stockage des effluents. L'état des bâtiments de l'exploitation avant projet, constitue donc un autre indicateur (qualitatif) du risque pollution.

d) *Le coefficient de qualité de récupération et d'épandage des effluents* : il est directement lié à la qualité des bâtiments d'élevage et la capacité de stockage des effluents de l'exploitation. Ce coefficient est attribué par les experts chargés de l'analyse des DEXEL, à partir des grilles établies par l'arrêté du 2 novembre 1993. Il mesure en définitive le taux de pollution produit par une exploitation, et retranscrit de manière quantitative cette fois, la capacité d'une exploitation à limiter ses pollutions animales.

La mesure de l'efficacité environnementale d'un projet intègre la valeur des coefficients avant et après projet, afin de déduire le taux de pollutions résiduelles de l'exploitation.

⁶⁷ Ce type de cheptel est alimenté par le couvert végétal de la prairie. Quand les chargements à l'hectare sont respectés, on estime alors qu'il existe un équilibre du cycle de l'azote au champ (mécanismes de consommation-restitution).

2.3. Estimation de l'efficacité de la politique et construction des fonctions de coût de dépollution par type d'élevage

2.3.1. Description des étapes pour la mesure de l'efficacité environnementale théorique

La mesure de l'efficacité environnementale théorique d'une politique, telle que nous l'avons envisagé, repose sur deux étapes. Elle doit passer dans un premier temps par la conversion des effectifs en UGBN (Unité Gros Bovin Nitrate), indicateur de la quantité moyenne annuelle produite par le bétail. Dans un deuxième temps, à partir des quantités annuelles d'azote produites et des taux de pollution résiduelle de chaque exploitation, on estime les émissions polluantes individuelles initiales et finales (avant et après la mise en place de la politique) ; la différence des deux valeurs permet de calculer, pour chaque exploitation, l'efficacité environnementale de la politique.

2.3.1.1. Conversion des effectifs en UGBN

L'arrêté du 2 novembre 1993⁶⁸ fixe le coefficient de conversion en UGBN de chaque espèce et la quantité d'azote produite par an et par animal (tableau 16). Rappelons que le nombre d'UGBN est une unité de mesure de l'effectif d'un élevage, traduite en kilogrammes d'azote produits par an.

⁶⁸ Arrêté modifiant l'arrêté du 28 octobre 1975 modifié, pris en exécution des articles 3, 5, 6, 10, 11 et 15 du décret n° 75-996 du 28 octobre 1975 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi du 16 décembre 1964 modifiée relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et prévoyant certaines dispositions transitoires applicables aux exploitations d'élevage.

Tableau 16 : Coefficients de conversion en UGBN par espèce animale

Unités	Equivalence UGBN	Kg azote produits par an
1 bovin	1	73
1 porc > 30 Kg (PCP)	1 / 21	3,5
1 place de porc ⁽⁶⁹⁾	(1 x 2,8) / 21	9,8
1 m ² de volaille de chair (VC)	1 / 17	4,3
1 poule pondeuse (PP)	1 / 146	0,5
1 équivalent palmipède (Eq)	1 / 730	0,1
1 prêt à gaver (PAG)	1 / 810	0,09
1 gavé (G)	1 / 1216	0,06

Par exemple, une vache laitière équivaut à 1 UGBN, et produit donc 73 Kg d'azote par an ; un porc de plus de 30 Kg équivaut à 1/21^{ème} UGBN et à 3,5 Kg d'azote produits par an.

L'estimation des UGBN maîtrisables des exploitations de l'échantillon est présentée dans le tableau 17 suivant.

Tableau 17 : Nombre d'exploitations et UGBN maîtrisables par type d'élevage et par année d'intégration

		1994	1995	1996	1997	1998	Total
Bovin lait	Effectif	1	4	12	2		19
	UGBN	96	453	973	160		1682
Bovin viande	Effectif	2	3	13		1	19
	UGBN	992	307	936		32	2267
Bovin+Porcin	Effectif	9	3	3	2		17
	UGBN	2002	426	221	123		2772
Porcin	Effectif	9	4	3	1	2	19
	UGBN	3900	574	382	86	106	5048
Volaille mixte	Effectif	5	2	7	2		16
	UGBN	2225	273	540	147		3185
Total	Effectif	26	16	38	8	2	90
	UGBN	9215	2033	3052	516	138	14954

L'observation du tableau 17 permet de montrer que sur notre échantillon, les élevages intégrés en 1995 sont légèrement sous-représentés. Par ailleurs, la

⁶⁹ Une place de porc oscille entre 2,7 et 3 porcs ; aussi, nous avons pris une valeur moyenne pour l'étude (2,8 porcs par place).

taille des élevages est similaire d'un type d'élevage à l'autre, mais les élevages porcins sont les plus gros (5048 UGBN).

2.3.1.2. Calcul de la production azotée annuelle

Les quantités d'azote produites s'estiment à partir des coefficients UGBN préalablement établis. La quantité d'azote produite par un élevage est donc directement proportionnelle au nombre d'UGBN.

D'une manière générale, la quantité d'azote annuelle générée par une exploitation i , produisant une ou plusieurs espèces animalières h , s'exprime de la manière suivante :

$$\beta_i = 73 \cdot \sum_h (n_{hi} \cdot \varphi_h) \quad [1]$$

où $\sum_h (n_{hi} \cdot \varphi_h)$ représente le nombre d'UGBN maîtrisables total de l'exploitation i ; n_{hi} décrivant l'effectif des différentes espèces animalières h présentes sur l'exploitation et φ_h , le coefficient de conversion en UGBN par espèce animalière h .

Si l'on reprend les valeurs du tableau 17 précédent concernant les effectifs et UGBN, les quantités d'azote produites annuelles par les exploitations sont données dans le tableau 18.

Tableau 18 : Quantité d'azote totale produite par les exploitations d'élevage (en Kg/an)

	1994	1995	1996	1997	1998	Total
Bovin lait	7 008	33 069	71 029	11 680		122 786
Bovin viande	72 416	22 411	68 328		2 336	165 491
Bovin+Porcin	146 146	31 098	16 133	8 979		202 356
Porcin	284 700	41 902	27 886	6 278	7 738	368 504
Volaille mixte	162 425	19 929	39 420	10 731		232 505
Total	672 695	148 409	222 796	37 668	10 074	1 091 642

2.3.1.3. Estimation de l'efficacité environnementale maximale théorique

L'efficacité environnementale est mesurée par la différence entre le niveau d'émissions polluantes initial et final (avant et après la mise aux normes). L'estimation du niveau d'émission se fait en affectant à la quantité d'azote produite par l'élevage sur une année, le taux de pollution résiduelle de l'exploitation. Ce taux de pollution résiduelle correspond à la quantité d'azote qui n'a pu être ni épandue, ni stockée et qui affecte l'environnement. Ces quantités "perdus" s'infiltrent dans les sols et finissent en partie (après dénitrification partielle) dans les eaux souterraines et superficielles, augmentant le niveau de la pollution azotée.

Le taux de pollution initial est estimé à partir du coefficient de prime défini par les experts dans le contrat de l'exploitation ; il est relatif à l'état général des bâtiments de l'exploitation avant sa mise aux normes⁷⁰.

Théoriquement, le taux de pollution résiduelle peut osciller entre 0,52 et 0,1 (tableau 19) ; pour une valeur de 0,52, on estime que 52 % de la quantité d'azote totale produite par l'exploitation affecte l'environnement.

⁷⁰ Il convient de noter que le coefficient de prime estimé par les experts correspond à une notation issue du croisement de plusieurs paramètres (état des bâtiments, des aires d'exercice, des ouvrages de stockage, etc...) ; il peut ainsi cacher une certaine hétérogénéité de l'état général de l'exploitation, un même coefficient pouvant s'appliquer à diverses situations.

Tableau 19 : Taux des pollutions résiduelles (= 1 – coefficient de prime)

	Récupération des effluents	Moyenne	Bonne	Très bonne
Epandage d'effluents	Eléments de l'assiette	Coefficients applicables		
Classe I	MES	0.00	0.00	0.00
	MO	0.28	0.19	0.10
	NR	0.28	0.19	0.10
	P	0.00	0.00	0.00
Classe II	MES	0.00	0.00	0.00
	MO	0.36	0.28	0.20
	NR	0.36	0.28	0.20
	P	0.00	0.00	0.00
Classe III	MES	0.00	0.00	0.00
	MO	0.52	0.46	0.40
	NR	0.52	0.46	0.40
	P	0.00	0.00	0.00

L'efficacité environnementale d'une politique se mesure par la différence de rejets polluants entre une situation de référence qui est celle des exploitations avant leur mise aux normes et la situation finale, après mise aux normes.

D'une manière générale, l'efficacité environnementale pour toute exploitation i

s'exprime de la manière suivante : $E_i = \left[(73 \cdot \sum_h (n_{hi} \cdot \varphi_h)) \cdot (\alpha_{i_{\max}} - x_i) \right]$

Soit, $E_i = \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\max}} - x_i)$ [2]

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

La dépollution E_i dépend donc de la quantité d'azote produite β_i (et donc de l'effectif animalier présent sur l'exploitation) et des taux de pollution résiduelle $\alpha_{i_{\max}}$ et x_i , relatifs à l'état des bâtiments d'élevage avant et après la mise aux normes.

Il convient de noter que l'on raisonne à effectif animalier constant, et que donc par construction, la dépollution E_i est proportionnelle à la quantité d'azote produite par l'élevage.

Pour que l'efficacité d'une politique soit maximale, il faut que la mise aux normes des exploitations amène toutes les exploitations à un taux de pollution final de 0,1 (classe I pour l'épandage des effluents et classe "très bonne" pour la récupération des effluents), correspondant à un recyclage de 90 % de la quantité d'azote produite (tableau 20).

Tableau 20 : Estimation de l'efficacité théorique maximale (Kg d'azote /an)

	1994	1995	1996	1997	1998	Total
Bovin lait	2 953	12 467	24 780	4 906		45 106
Bovin viande	20 816	8 705	27 729		996	58 246
Bovin+Porcin	59 516	12 294	6 782	3 557		82 149
Porcin	90 380	17 605	11 179	1 892	4 915	125 971
Volaille mixte	62 832	7 916	16 291	4 105		91 144
Total	236 497	58 987	86 761	14 460	5 911	402 616

Le tableau 20 met en évidence que plus les élevages sont susceptibles d'être polluants (c'est à dire, ceux dont la quantité d'azote produite est importante), plus la dépollution est importante.

2.3.2. Détermination des variables principales de la mise aux normes et construction des fonctions de coûts de dépollution

2.3.2.1. Caractéristiques statistiques de l'échantillon

L'analyse statistique préalablement effectuée a permis de montrer qu'il existe des classes homogènes d'exploitations, fonction du nombre d'UGBN total et du montant éligible des travaux de mise aux normes. Cette analyse permet de

montrer que globalement, plus le nombre d'UGBN est important, plus le coût de la mise aux normes est élevé.

L'introduction des variables supplémentaires "*UGBN maîtrisables*" et "*efficacité max*" doit permettre d'affiner et de compléter cette analyse. Nous avons donc choisi d'effectuer un test du Chi2 sur ces variables pour identifier l'existence d'autres corrélations.

Dans un premier temps, nous avons testé le lien entre les variables "*UGBN maîtrisables*" et "*Montant éligible*" (tableau 21). Pour ce test, le Chi2 de contingence estimé est de 18 (test à 5 %).

Tableau 21 : Somme des contributions au Chi2 (variables "*UGBN maîtrisable*" / "*Montant éligible*")

Mont. éligible UGBN	26 à 71	71 à 120	120 à 190	190 à 1 230	Somme des contributions
19 000 à 224 000	3.58	-0.97	3.58	-7.47	15.6
224 000 à 415 000	2.7	15.82	-3.45	-14.18	36.15
415 000 à 727 000	-0.61	-0.97	1	0.59	3.17
727 000 à 2 850 000	-7.47	-4.18	-0.97	32.46	45.08
Somme des contributions	14.36	21.94	9	54.7	100

L'analyse indique que le nombre d'UGBN maîtrisables est statistiquement corrélé au coût de la mise aux normes. Globalement, plus le nombre d'UGBN maîtrisables est important, plus le coût des travaux est élevé. Cependant, cette proportionnalité n'apparaît pas pour la modalité intermédiaire d'UGBN 120 à 190, laquelle est liée à de faibles montants de travaux. Cette exception confirme les résultats préalablement obtenus par le biais de la CAH.

Par ailleurs, le croisement des variables "*efficacité max*" et "*Montant éligible*" montre que ces deux variables sont indépendantes l'une de l'autre (test à 5 %).

La somme des contributions au Chi2 présentée dans le tableau 22 ci-dessous, montre que seule une très forte efficacité (de 5600 à 37000 Kg d'azote réduit) est liée aux montants de travaux les plus élevés (de 727 000 F à 2 850 000 F.). Or, cette situation reste "remarquable".

Tableau 22 : Somme des contributions au Chi2 (variables "efficacité max" / "Montant éligible")

Mont. éligible effic.	500 à 1 990	1 990 à 3 300	3 300 à 5 600	5 600 à 37 000	Somme des contribut.
19 000 à 224 000	1.55	0.92	1.55	-11.61	15.63
224 000 à 415 000	9.85	7.91	-11.61	-6.5	35.87
415 000 à 727 000	-0.95	-1.5	1.55	0.92	4.92
727 000 à 2 850 000	-11.61	-6.5	0.92	24.56	43.59
Somme des contributions	23.96	16.83	15.63	43.59	100.0

L'indépendance des deux variables sur le reste de la population tient à ce que l'efficacité maximale, telle qu'elle est mesurée, est une variable synthétisant deux informations (le nombre d'UGBN maîtrisables et l'état des bâtiments avant la mise aux normes). Le croisement de ces deux paramètres ne permet pas toujours de traduire l'existence de situations hétérogènes. En effet, une même efficacité peut être atteinte par une exploitation de grande taille (fort UGBN) dont l'état général initial est correct, ou une exploitation moins importante (faible UGBN) mais dont l'état initial est fortement dégradé.

Enfin, la distinction des bovins lait et viande dans les types d'élevage permet d'affiner les classes d'élevage préalablement établies. Le tableau 23 récapitule les résultats concernant la somme des contributions au Chi2 de toutes les variables prises deux à deux .

Tableau 23 : Modalités significatives des types d'élevages

	Bovin lait	Bovin viande	Porcin	Bovin +Porcin	Volaille mixtes	Chi2
Montant (x 1 000 F)	415 à 727 (mod 3)	224 à 415 (mod 2)	19 à 224 (mod 1)	727 à 2 850 (mod 4)	19 à 224 (mod 1)	33
UGBN maîtrisable	71 à 120 (mod 2)	26 à 71 (mod 1)	190 à 1 230 (mod 4)	190 à 1 230 (mod 4)	26 à 71 (mod 1)	30
Efficacité (Kg)	500 à 1 990 (mod 1)	500 à 1 990 (mod 1)	5600 à 37000 (mod 4)	3 300 à 5 600 (mod 3)	1 990 à 3 300 (mod 2)	31

Les différentes analyses révèlent des différences hautement significatives (test à 1 %) vis à vis du coût des travaux, du nombre d'UGBN maîtrisables et

de l'efficacité. Les élevages mixtes constitués de bovins et de porcins sont ceux pour lesquels la mise aux normes est la plus coûteuse. Les élevages porcins sont statistiquement liés au même nombre d'UGBN maîtrisables que les bovins-porcins, pour un coût de travaux inférieur et une efficacité plus importante. Le meilleur rapport coût-efficacité des porcins tient à la spécialisation des élevages et à une conduite hors-sol ; l'introduction de bovins dans la production nécessite des aménagements supplémentaires.

En ce qui concerne les élevages bovins, on distingue les bovins lait, moins coût-efficaces que les bovins viande : pour un même niveau d'efficacité, le coût des travaux est globalement deux fois plus élevé. Cette différence tient notamment à aux modes distinctes de conduite des troupeaux, les bovins viande sont des élevages où l'effectif pâturant est dominant (sur notre échantillon, 40% des exploitations ont une partie importante du cheptel en pâture).

2.3.2.2. Typologie des coûts de la mise aux normes

Les variables constituant le coût de la mise aux normes correspondent aux différents postes de travaux. Ces variables sont non seulement trop nombreuses pour déterminer une fonction de coût (26 variables) mais en plus, ne sont pas toutes significatives. Il convient alors de chercher à généraliser l'écriture du coût de la mise aux normes en déterminant les variables les plus explicatives de ce coût, afin de gommer les disparités individuelles non significatives. En d'autres termes, il s'agit de dégager une typologie des coûts par type d'élevage.

On effectue alors une régression linéaire entre le coût total⁷¹ de la mise aux normes et les différentes variables (sous Statlab) ; la méthode de régression utilisée est celle des moindres carrés. L'estimation des variables les plus explicatives se fait "pas à pas", l'objectif étant de minimiser leur nombre tout

⁷¹ Les montants ont été préalablement déflatés en francs constants 1994, par rapport à l'indice du coût de la construction en bâtiments, donné par l'INSEE (voir annexe 2).

en conservant une validité statistique supérieure à 95 % (test de Fisher, voir annexe 5).

Les résultats obtenus (tableau 24) permettent de mettre en évidence que le coût des travaux est issu de variables explicatives distinctes selon le type d'élevage.

Tableau 24 : Variables principales du coût de la mise aux normes

Type d'élevage	Coût de la mise aux normes
Bovin lait	$C_{\text{Blait}} = 1,343.\alpha_{\text{Blait}} + 0,910.\beta_{\text{Blait}} + 1,530.\gamma_{\text{Blait}}$
Bovin viande	$C_{\text{Bviande}} = 1,057.\alpha_{\text{Bviande}} + 1,415.\beta_{\text{Bviande}} + 1,162.\gamma_{\text{Bviande}}$
Porcin	$C_{\text{porc}} = 1,570.\alpha_{\text{porc}} + 1,015.\phi_{\text{porc}}$
Bovin+porcin	$C_{\text{Bporc}} = 2,090.\alpha_{\text{Bporc}} + 0,898.\beta_{\text{Bporc}}$
Volaille mixte	$C_{\text{Vol}} = 1,383.\alpha_{\text{Vol}} + 0,955.\beta_{\text{Vol}} + 0,519.\gamma_{\text{Vol}} + 3,909.\eta_{\text{Vol}} + 2,065.\phi_{\text{Vol}}$

$C(.)$: coût total des travaux de mise aux normes

$\alpha(.)$: coût de la création d'ouvrage de stockage des effluents

$\beta(.)$: coût des travaux d'étanchéité

$\gamma(.)$: coût des travaux de couverture des aires d'exercice

$\phi(.)$: coût des travaux de traitement des effluents

$\eta(.)$: coût des travaux de collecte et évacuation

La première remarque générale est que les travaux associés à l'amélioration de l'épandage ne sont pas déterminants du coût de la mise aux normes ; seuls les travaux d'aménagements des bâtiments sont explicatifs de ce coût (voir annexe 6).

Par ailleurs, il convient de noter que les travaux relatifs à la construction d'ouvrages de stockage des effluents représentent l'unique variable commune à la mise aux normes de tous les élevages. La construction d'ouvrages de stockage est l'aménagement principal de la mise aux normes des exploitations ; l'augmentation des capacités de stockage des effluents permet en effet d'améliorer la gestion de l'épandage des effluents, opération déterminante pour la réduction des pollutions azotées diffuses au champ.

Pour le reste, la nature différente des travaux à réaliser pour la mise aux normes des élevages s'explique par l'existence de contraintes techniques et d'infrastructures spécifiques. Par exemple, pour les bovins lait et viande, l'aménagement des aires d'exercice bétonnées (travaux de couverture et d'étanchéité) est liée à la présence de cheptel pâturant. Pour les porcins généralement conduits en hors-sol, ce sont les travaux de traitement des effluents qui vont primer (séparation des déjections liquides et solides à la sortie de la porcherie). Enfin, la mise aux normes des exploitations produisant des volailles se fait sur cinq postes principaux. Mais la trop grande hétérogénéité de ce groupe ne nous permet pas de conclure par rapport à des aménagements spécifiques au type d'élevage.

A partir de cette typologie des coûts, on a recalculé le coût de la mise aux normes de chaque exploitation pour ne conserver que les variables explicatives. L'annexe 7 montre que le coût recalculé est hautement significatif du coût initial. Ces estimations ont constitué la nouvelle base de calcul pour déterminer les fonctions de coût-efficacité par type d'élevage.

2.3.2.3. Construction des fonctions de coûts de dépollution par type d'élevage

Les fonctions de coût-efficacité ont été établies à partir des coûts calculés et de l'efficacité maximale estimée. Ces fonctions sont construites par type d'élevage. La théorie économique indique que la fonction de coût-efficacité doit être croissante à taux croissant ($f'(x) > 0$ et $f''(x) > 0$). Nous avons cependant testé toutes les formes de fonctions (linéaire, logarithmique, exponentielle, puissance, polynomiale).

Comme le montre le tableau 25, la fonction exponentielle se trouve être la forme la plus appropriée ; les coefficients de détermination étant les plus élevés sur ce type de fonction.

Tableau 25 : Coefficients de détermination des différentes fonctions testées

	Linéaire (Cste=0)	Logarithmique	Polynomiale d'ordre 3	Puissance	Exponentielle
Bovin lait	0.03	0.14	0.15	0.13	0.14
Bovin viande	0.36	0.27	0.48	0.16	0.21
Bovin +Porcins	0.23	0.21	0.24	0.26	0.29
Volaille mixte	0.07	-	-	0.02	0.08
Porcin	0.64	0.56	0.71	0.61	0.60

Il convient de noter qu'il existe une grande variabilité des coefficients de détermination d'un type d'élevage à l'autre. Le groupe des porcins est le seul pour lequel la fonction de coût-efficacité est statistiquement significative ($R^2 = 0,60$). Par rapport aux cas d'école présentés dans les ouvrages statistiques, nos coefficients peuvent paraître faibles. Or, dans le cadre d'études appliquées, les seuils permettant d'établir la significativité des résultats peuvent fortement varier d'un cas à l'autre. Ne disposant pas de références adéquates par rapport à notre thème, il nous est difficile de confirmer ou d'infirmer la validité statistique des fonctions établies. Nous partons du principe que, ne pouvant obtenir mieux, nous en resterons à ces résultats.

Par conséquent, pour toute exploitation i , la forme générale des fonctions de coût-efficacité est de type exponentielle et s'écrit de la manière suivante :

$$C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot [\beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)]},$$

$$\text{Soit } C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot E_i}, \quad [3]$$

où a_i et b_i sont les paramètres strictement positifs.

Les paramètres a_i et b_i sont propres à chaque type d'élevage, comme le montre le tableau 26.

Tableau 26 : Paramètres de la fonction de coût-efficacité par type d'élevage

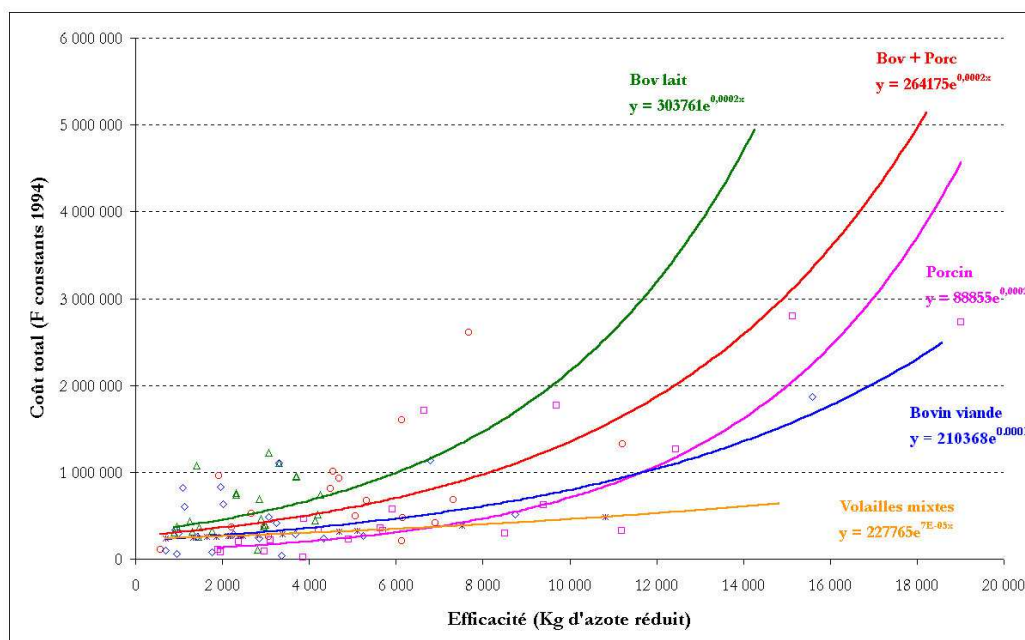
Type d'élevage	a	b
Bovin lait	303 761	2.10^{-4}
Bovin viande	210 368	1.10^{-4}
Porcin	88 855	2.10^{-4}
Bovin+porcin	264 175	2.10^{-4}
Volailles mixtes	227 765	7.10^{-5}

La représentation graphique de ces fonctions (figure 14), permet de montrer l'existence de seuils, à partir desquels la position respective de chacun des élevages en terme de coût-efficacité est modifiée. Il est notamment intéressant de souligner que jusqu'à un seuil de dépollution de 7000 Kg, le groupe des porcins apparaît comme étant le plus rentable à la dépollution ; au delà de ce seuil, les élevages de volailles sont ceux pour lesquels la dépollution totale est la moins onéreuse. Les élevages de type bovin lait correspondent, par contre, toujours aux exploitations pour lesquelles la mise aux normes est la plus coûteuse.

Il convient cependant de souligner que les seuils à partir desquels les ratios coût-efficacité sont modifiés ne concernent que peu d'exploitations ; la majorité des exploitations se situant à un niveau d'efficacité inférieur à 7000 Kg.

Même si l'intérêt est de pouvoir faire de la prospective, il convient de tenir compte dans les recommandations éventuelles, des caractéristiques réelles des exploitations.

Figure 14 : Coût-efficacité de la mise aux normes des exploitations d'élevage



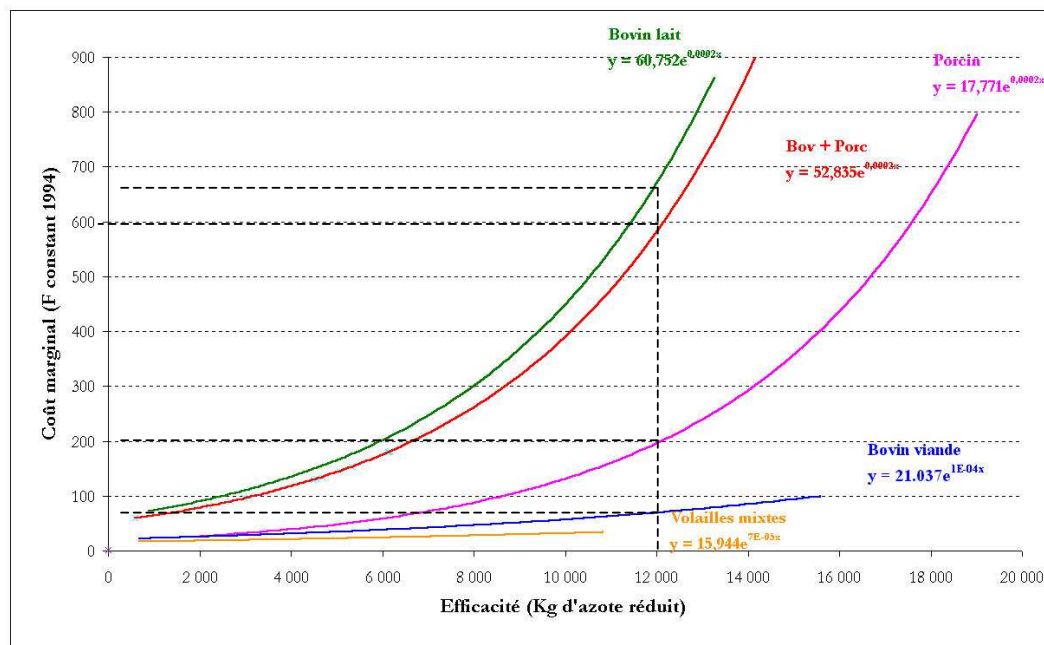
Globalement, ces résultats sont intéressants puisqu'ils permettent de montrer qu'il n'existe pas une réponse unique de l'agriculture à la mise en place de politique de protection de l'environnement, tant au niveau des coûts que de l'efficacité. Il est donc important d'être en mesure de dissocier les différents cas de figures.

2.3.2.4. Fonctions de coût marginal de dépollution

Les fonctions de coût marginal de dépollution sont déduites des fonctions de coût-efficacité. Elles sont également de type exponentiel telle que $Cm_i = a_i \cdot b_i \cdot e^{b_i \cdot E_i}$, soit :

$$Cm_i = C_i \cdot b_i$$

[4]

Figure 15 : Fonctions de coût marginal de dépollution par type d'élevage

Les élevages de volailles ont le coût marginal de dépollution le plus faible ; les exploitations concernées sont donc celles pour lesquelles la mise aux normes des exploitations est la plus coût-efficace. Au contraire, les élevages de bovins lait sont ceux pour lesquels l'unité de dépollution supplémentaire est la plus coûteuse. Ils désignent par conséquent les exploitations les moins coût-efficaces à la mise aux normes.

Les écarts de coût marginal de dépollution sont très marqués entre types d'élevages ; par exemple pour une dépollution de 7000 Kg, la réduction d'une unité supplémentaire d'azote coûte 246 Francs aux exploitations spécialisées dans les bovins lait, 214 Francs pour les bovins-porcins, 72 Francs pour les porcins, 42 Francs pour les bovins viande et 26 Francs aux élevages de volailles.

D'un point de vue strictement économique, concentrer les efforts de dépollution sur les exploitations dont le coût marginal de dépollution est le plus faible (volailles, bovins viande et porcins) permet de minimiser le coût de dépollution.

CHAPITRE III

Propriétés des fonctions utilisées et programme d'optimisation du coût-efficacité

Ce chapitre a pour objectif de présenter les propriétés des fonctions de dépollution et de coût des exploitations utilisées. Nous verrons notamment que la forme exponentielle des fonctions de coût génère l'existence d'un coût fixe de dépollution, à l'origine de discontinuités dans les résultats des simulations.

D'autre part, la définition retenue de l'efficacité (différence de la somme des rejets polluants individuels initiaux et finaux) conduit à introduire l'existence de bornes maximum et minimum sur les rejets polluants, et par conséquent, sur les fonctions de dépollution et de coût.

La seconde partie du chapitre permet de présenter les différents programmes d'optimisation (relatifs aux scénarios retenus) sous la forme de Lagrangiens et leurs conditions de premier ordre respectives.

3.1. Propriétés des fonctions de dépollution et de coûts de dépollution

3.1.1. Existence d'un coût fixe de dépollution

3.1.1.1. Justification de l'existence du coût fixe

Rappelons que la fonction de coût de dépollution utilisée⁷² est de type

$$C_{i_{Max}} = a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)}, \text{ le coût fixe étant égal à } a_i$$

⁷²

La forme exponentielle peut également s'exprimer en développement limité d'ordre n :

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

$$C_i = \underbrace{a_i}_{CF} + a_i \cdot \underbrace{\left[(b_i \cdot E_i) + \frac{(b_i \cdot E_i)^2}{2!} + \frac{(b_i \cdot E_i)^3}{3!} + \frac{(b_i \cdot E_i)^4}{4!} + \dots + o.(b_i \cdot E_i)^n \right]}_{CV}$$

où, le premier terme représente le coût fixe et le deuxième terme, le coût variable.

Or, 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 A., 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 effluents⁷³. 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.

Par ailleurs, l'existence de ce coût fixe a des implications directes sur les propriétés de la fonction de coût. En effet, quand l'efficacité (ou la dépollution) est nulle ($E_i = 0$), $C_i = a_i$.

Or, comme il n'est pas concevable qu'une exploitation assume un coût de dépollution sans dépollution, il convient de corriger ce résultat par $C_i = 0$ quand $E_i = 0$.

3.1.1.2. Une fonction de coût discontinue

Les propriétés de la fonction de coût de dépollution sont classiques ; C_i est croissante à taux croissant en fonction de la dépollution E_i ($\frac{\delta C_i}{\delta E_i} > 0$ et

⁷³ L'adéquation des pratiques agronomiques est réglée dans un cahier des charges et leur réalisation est laissée à la responsabilité des agriculteurs

$\frac{\delta^2 C_i}{\delta^2 E_i} > 0$). La fonction est donc strictement convexe et permet de s'assurer de

l'unicité de la solution optimale.

Or, la correction de la fonction de coût quand $E_i = 0$, $C_i = 0$ revient à formuler une condition additionnelle sur la fonction, telle que :

$$\begin{cases} C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i)} & \text{si } E_i > 0 \\ C_i = 0, & \text{si } E_i = 0 \end{cases} \quad [5]$$

Cette formulation conditionnelle de la fonction de coût revient à introduire une discontinuité en zéro sur cette fonction du coût. Cette discontinuité a des implications importantes sur la détermination de la solution optimale (partie 3, chapitre 1).

3.1.2. Effets des bornes sur les rejets polluants

3.1.2.1. Effet de bornes sur la fonction de dépollution

La dépollution (ou efficacité environnementale) correspond à la réduction des émissions polluantes produites par toute exploitation i , telles que

$$E_i = \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i).$$

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 intégrée dans le programme de dépollution ne peut pas produire une pollution plus importante 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 $\alpha_{i\text{Min}}=0,1$. On pose alors que le niveau de rejets polluants pour toute exploitation i est borné entre $\beta_i \cdot \alpha_{i\text{Max}}$ et $\beta_i \cdot \alpha_{i\text{Min}}$.

Par conséquent, l'existence de bornes sur les rejets azotés implique que la fonction de dépollution, pour toute exploitation i , soit également bornée entre $0 \leq E_i \leq E_{i\text{Max}}$.

3.1.2.2. Effet de bornes sur la fonction de coût de dépollution

L'existence de bornes sur les rejets polluants implique automatiquement que les coûts de dépollution soient également bornés. Ainsi, quand les rejets sont minimum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i\text{Min}}$, alors la dépollution est maximum $E_i = \beta_i \cdot (\alpha_{i\text{Max}} - \alpha_{i\text{Min}})$ et le coût de dépollution l'est aussi $C_i = a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i\text{Max}} - \alpha_{i\text{Min}})}$.

Quand les rejets sont maximum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i\text{Max}}$, alors la dépollution est nulle $E_i = 0$ et la condition [5] 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 : $0 \leq C_i \leq a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i\text{Max}} - \alpha_{i\text{Min}})}$.

Là encore, l'existence de ces bornes a des implications sur les résultats d'optimisation obtenus (partie 3). Concrètement, dans un programme d'optimisation, si une exploitation est affectée d'une dépollution optimale et d'un coût optimal nuls, l'exploitation est considérée comme ne participant plus à la solution optimale collective.

3.2. Programmes d'optimisation propres aux scénarios d'intégration des exploitations

Pour être économiquement efficace, la solution retenue pour la mise en place d'une politique d'environnement doit permettre de minimiser son coût de dépollution (ou de maximiser la dépollution globale). Or, on sait que le choix par le législateur des critères d'éligibilité des exploitations est susceptible de modifier le coût-efficacité de la politique.

Aussi, afin d'être en mesure de discuter les effets de ces critères d'éligibilité, nous proposons de construire un programme d'optimisation du coût-efficacité de la politique pour chacun des scénarios retenus.

Il s'agit donc ici de présenter chacun des programmes (Lagrangien et conditions de premier ordre) ; nous discuterons dans la partie 3 , les implications qu'ont chacun de ces programmes sur les résultats concernant le coût-efficacité de la politique et la population d'exploitations retenue pour la mise en place de la politique.

3.2.1.Scénario 1 : "*toutes exploitations éligibles*"

Comme nous l'avons préalablement présenté, le premier scénario propose d'intégrer l'ensemble des exploitations dans le programme de dépollution. Pour cette section, nous avons choisi de présenter le détail des deux programmes d'optimisation, correspondant respectivement à la minimisation des coûts de dépollution sous la contrainte d'un objectif de dépollution, et à la maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire.

3.2.1.1. Présentation du programme de minimisation des coûts

Dans ce programme, il s'agit de minimiser la somme des coûts de dépollution, sous la contrainte d'un objectif de dépollution. Par ailleurs, l'existence de bornes sur les rejets polluants constitue des contraintes techniques supplémentaires, qu'il convient d'introduire dans l'écriture du programme.

La fonction objective du programme de minimisation des coûts s'exprime donc de la manière suivante : $Min \sum_i C_i$,

Soit, si l'on se réfère à l'équation [3], $Min \sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)}$.

Comme nous l'avons préalablement souligné, a_i et b_i sont deux paramètres strictement positifs, propres à chaque type d'élevage.

La contrainte de dépollution $\sum_i E_i = \bar{E}$, se développe comme suit

$\sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - \bar{\alpha}_i) - \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i) = 0$ (voir équation [2]), où $\bar{\alpha}_i$ correspond au taux individuel de dépollution final, permettant d'atteindre l'objectif de dépollution \bar{E} .

Les contraintes techniques des bornes sur les rejets polluants s'expriment de la manière suivante : $\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{iMax}$, soit $\beta_i \cdot \alpha_{iMax} - \beta_i \cdot x_i \geq 0$ pour la borne maximum et $\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{iMin}$, soit $\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{iMin} \geq 0$ pour la borne minimum.

L'écriture du Lagrangien du programme de minimisation des coûts se développe de la manière suivante :

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

Les multiplicateurs de Lagrange⁷⁴ ρ_i et γ_i représentent les valeurs marginales associées aux bornes des rejets polluants (avec $\rho_i > 0$ et $\gamma_i > 0$). Quand les rejets polluants $\beta_i \cdot x_i$ atteignent la valeur des bornes, et sont soit à leur maximum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{\max}}$, soit à leur minimum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{\min}}$, les multiplicateurs associés prennent une valeur non nulle. Cette valeur indique de combien la fonction objective serait modifiée pour un dépassement d'une unité d'une des bornes.

Réciproquement quand les rejets polluants ne sont ni maximum, ni minimum, les multiplicateurs ρ_i et γ_i sont nuls.

La résolution du Lagrangien permet d'écrire les solutions optimales (tableau 27).

Tableau 27 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts

Dérivés partielles	Conditions optimales
$\frac{\partial L}{\partial(\beta_i \cdot x_i)}$	$C_i \cdot b_i = \lambda_1 + (\rho_i - \gamma_i)$
$\frac{\partial L}{\partial \lambda_1}$	$\bar{E} = \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\max}} - x_i)$
$\frac{\partial L}{\partial \gamma_i}$	$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\max}}$
$\frac{\partial L}{\partial \rho_i}$	$\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\min}}$

Les dérivés partielles du Lagrangien par rapport à λ_1 , γ_i et ρ_i permettent de retrouver les contraintes du programme, correspondant à l'objectif global de dépollution fixé, et les bornes supérieures et inférieures des rejets azotés individuels.

Par ailleurs, la dérivé partielle du Lagrangien par rapport à $\beta_i \cdot x_i$ permet d'explicitier l'écriture du coût marginal optimal de dépollution $C_i \cdot b_i$. Rappelons que quand la valeur des rejets optimaux $\beta_i \cdot x_i$ est comprise entre les bornes

⁷⁴ L'unité du Lagrangien étant ici le Franc, γ_i , ρ_i et λ_1 s'expriment tous en F/Kg.

($\beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}} < \beta_i \cdot x_i < \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$), ρ_i et γ_i sont nuls ; le coût marginal de dépollution pour toute exploitation i , dont les rejets polluants ne sont ni maximum et ni minimum, devient unique et égalise une constante, λ_i .

Si par contre, la valeur optimale des rejets est minimum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}$, la dépollution est maximum et le coût marginal de dépollution est maximum, tel que $C_i \cdot b_i = \lambda_i + \rho_i$.

Enfin, pour toute exploitation i dont les rejets optimaux sont maximum et égalisent les rejets de la situation avant la mise aux normes de l'exploitation ($\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$), la dépollution devient nulle $E_i = 0$ et le coût de dépollution également $C_i = 0$ (condition [5]). On considère alors que l'exploitation ne participe plus à la solution collective optimale (voir partie 3).

3.2.1.2. Conditions d'unicité des solutions optimales

Afin de s'assurer de l'unicité des solutions optimales, il convient de poser les conditions permettant d'établir cette unicité, c'est à dire de s'assurer que le programme de minimisation des coûts est bien convexe.

Si l'on généralise l'écriture de la fonction de coût C_i à une fonction f , relative aux rejets polluants, telle que $f(\beta_i \cdot x_i) = \sum_1^n C_i$, et l'écriture des contraintes à des fonctions g , h et k , telles que :

$$\begin{cases} g(\beta_i \cdot x_i) = \bar{E} - \sum_i \beta_i \cdot (\alpha_{i_{Max}} - x_i) \\ h(\beta_i \cdot x_i) = \beta_i \cdot \alpha_{i_{max}} - \beta_i \cdot x_i \\ k(\beta_i \cdot x_i) = \beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{min}} \end{cases}$$

On peut déduire les dérivés premières et secondes, par rapport aux rejets polluants (tableau 28).

Tableau 28 : Présentation des dérivées premières et secondes

	Dérivés premières	Dérivés secondes
$f(\beta_i \cdot x_i)$	$f'(\beta_i \cdot x_i) = -a_i \cdot b_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)} < 0$ avec, $a_i > 0$ et $1 > b_i > 0$	$f''(\beta_i \cdot x_i) = a_i \cdot b_i^2 \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)} > 0$ avec, $a_i > 0$ et $1 > b_i > 0$
$g(\beta_i \cdot x_i)$	$g'(\beta_i \cdot x_i) = 1$	$g''(\beta_i \cdot x_i) = 0$
$h(\beta_i \cdot x_i)$	$h'(\beta_i \cdot x_i) = -1$	$h''(\beta_i \cdot x_i) = 0$
$k(\beta_i \cdot x_i)$	$k'(\beta_i \cdot x_i) = 1$	$k''(\beta_i \cdot x_i) = 0$

La dérivé seconde de la fonction f étant positive, f est strictement convexe. Les fonctions g , h et k sont des fonctions affines ; elles sont donc par définition, toutes convexes.

Par conséquent, le programme de minimisation des coûts est bien strictement convexe et permet donc de conclure à l'unicité de la solution optimale.

3.2.1.3. Présentation du programme de maximisation de la dépollution

La maximisation de la dépollution sous contrainte d'une enveloppe budgétaire représente une alternative à la minimisation des coûts. A nouveau, l'existence des bornes sur le rejets est prise en compte dans l'écriture du programme, telle que $(\beta_i \cdot x_i) \geq (\beta_i \cdot \alpha_{iMin})$ et $(\beta_i \cdot x_i) \leq (\beta_i \cdot \alpha_{iMax})$.

La fonction objective du programme de maximisation de la dépollution s'écrit comme suit : $Max \sum_i E_i$, soit $Max \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)$.

La contrainte budgétaire est telle que $\sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - \bar{\alpha}_i)} = \sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)}$,

où $\bar{\alpha}_i$ correspond au taux individuel de dépollution final, permettant de respecter l'enveloppe budgétaire \bar{C} . Les conditions sur les bornes des rejets restent identiques au programme de minimisation des coûts.

Le Lagrangien⁷⁵ du programme se formalise comme suit :

$$L = \sum_1^n \beta_i (\alpha_{iMax} - x_i) + \lambda_2 \left[\bar{C} - \sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)} \right] + \eta_i [\beta_i \cdot \alpha_{iMax} - \beta_i \cdot x_i] + \mu_i [\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{iMin}]$$

Comme précédemment, η_i et μ_i représentent les valeurs marginales associées aux bornes des rejets polluants (avec $\eta_i < 0$ et $\mu_i < 0$). Si la valeur optimale des rejets polluants est comprise entre les bornes ($\beta_i \cdot \alpha_{iMin} < \beta_i \cdot x_i < \beta_i \cdot \alpha_{iMax}$), alors η_i et μ_i pour l'exploitation i sont nuls. Si les rejets atteignent une des bornes, le multiplicateur associé devient positif.

La résolution du Lagrangien permet d'énoncer les conditions de premier ordre du programme (tableau 29).

Tableau 29 : Conditions de premier ordre du programme de maximisation de la dépollution

Dérivés partielles	Conditions optimales
$\frac{\partial L}{\partial (\beta_i \cdot x_i)}$	$C_i \cdot b_i = \frac{(1 + \eta_i - \mu_i)}{\lambda_2}$
$\frac{\partial L}{\partial \lambda_2}$	$\bar{C} = \sum_1^n a_i \cdot e^{b_i \cdot E_i}$
$\frac{\partial L}{\partial \eta_i}$	$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{iMax}$
$\frac{\partial L}{\partial \mu_i}$	$\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{iMin}$

De la même manière que pour le programme de minimisation des coûts, les dérivés partielles par rapport à λ_2 , η_i et μ_i permettent de retrouver les contraintes du programme (contrainte budgétaire \bar{C} , et bornes supérieures et inférieures des rejets individuels).

⁷⁵ L'unité du Lagrangien est ici le Kg ; λ_2 décrit alors des Kg/F et les multiplicateurs associés aux bornes sur les rejets η_i et μ_i sont adimensionnels.

Quand la valeur optimale des rejets de toute exploitation i est comprise entre ses bornes, le coût marginal optimal de dépollution égalise une constante

$$C_i \cdot b_i = \frac{1}{\lambda_2}.$$

Si la valeur optimale des rejets est minimum $\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i\min}$, la dépollution est maximum et le coût marginal de dépollution est maximum, tel que

$$C_i \cdot b_i = \frac{1 - \mu_i}{\lambda_2} \text{ (avec } \mu_i < 0 \text{)}.$$

Enfin, quand les rejets polluants de l'exploitation i sont devenus maximum, la dépollution et le coût de dépollution sont nuls ; l'exploitation ne participe alors plus à la solution collective optimale.

3.2.1.4. Conditions d'unicité des solutions optimales

Comme préalablement, il convient de s'assurer que le programme de maximisation de la dépollution est convexe.

Si l'on généralise l'écriture de la fonction de dépollution E_i à une fonction g ,

telle que $g(\beta_i \cdot x_i) = \sum_1^n E_i$, et l'écriture des contraintes à des fonctions u , v et w ,

telles que :

$$\begin{cases} u(\beta_i \cdot x_i) = \bar{C} - \sum_i a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i\max} - x_i)} \\ v(\beta_i \cdot x_i) = \beta_i \cdot \alpha_{i\max} - \beta_i \cdot x_i \\ w(\beta_i \cdot x_i) = \beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i\min} \end{cases}$$

Tableau 30 : Présentation des dérivées premières et secondes

	Dérivés premières	Dérivés secondes
$g(\beta_i . x_i)$	$g'(\beta_i . x_i) = -1$	$g''(\beta_i . x_i) = 0$ avec, $a_i > 0$ et $0 < b_i < 1$
$u(\beta_i . x_i)$	$u'(\beta_i . x_i) = a_i . b_i . e^{b_i . \beta_i . (\alpha_{iMax} - x_i)} > 0$ avec, $a_i > 0$ et $0 < b_i < 1$	$u''(\beta_i . x_i) = -a_i . b_i^2 . e^{b_i . \beta_i . (\alpha_{iMax} - x_i)} < 0$ avec, $a_i > 0$ et $0 < b_i < 1$
$v(\beta_i . x_i)$	$v'(\beta_i . x_i) = -1$	$v''(\beta_i . x_i) = 0$
$w(\beta_i . x_i)$	$w'(\beta_i . x_i) = 1$	$w''(\beta_i . x_i) = 0$

La fonction de dépollution g est affine, et est donc par définition convexe. Par contre, la dérivé seconde de la fonction u étant négative, $u(\beta_i . x_i)$ est strictement concave. Or, ramenée à un programme de minimisation, la fonction $-u(\beta_i . x_i)$ devient strictement convexe.

A nouveau, on peut conclure à l'unicité de la solution optimale.

3.2.2.Scénario 2 : "éligibilité des exploitations les plus coût- efficaces"

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. Pour alléger la présentation, nous avons opté pour ne présenter que le programme de minimisation des coûts ; les caractéristiques du programme de maximisation de la dépollution sont présentées en annexe 8).

3.2.2.1. Présentation du programme de minimisation des coûts

L'écriture du programme est proche de celle du programme de minimisation du coût pour le premier scénario.

Le programme du scénario 2 diffère par l'introduction d'une variable binaire $\delta_i \in \{0; 1\}$; cette variable permet d'exclure les exploitations peu coût-efficaces. En d'autres termes, et contrairement au premier scénario, les exploitations ne participent plus à la solution optimale collective dès qu'elles ne sont plus coût-efficaces et avant même qu'elles n'aient atteint la borne maximum de leurs rejets ($\beta_i \cdot x_i = \beta_i \cdot \alpha_{i_{\max}}$).

La fonction objective du programme est alors telle que

$$\text{Min} \sum_1^n \delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\max}} - x_i)}$$

La contrainte de dépollution est identique au programme du scénario 1, $\sum_i E_i = \bar{E}$ ainsi que les contraintes sur les bornes des rejets polluants

$$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\max}}, \text{ et } \beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\min}}$$

Par contre, l'introduction d'une variable binaire δ_i dans l'écriture du coût de dépollution s'accompagne de la création de valeurs bornes supplémentaires

sur E_i , telles que $\begin{cases} E_i \geq \delta_i \cdot m \\ E_i \leq \delta_i \cdot M \end{cases}$ (avec m paramètre positif de faible poids ($1 \cdot 10^{-5}$))

et M paramètre positif de forte valeur ($1 \cdot 10^5$)⁷⁶.

Cette nouvelle condition représente une technique classique en mathématiques appliquées en présence de variable binaire, et permet de vérifier que $E_i = 0$ quand $\delta_i \cdot C_i = 0$.

L'écriture du Lagrangien du programme se développe de la manière suivante :

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

Quand les rejets polluants sont compris entre les valeurs des bornes, les multiplicateurs ρ_i et γ_i sont égaux à zéro. De la même manière, quand la

⁷⁶ L'écart entre ces nouvelles bornes doit être très important, afin que celles-ci n'affectent pas la valeur optimale de la dépollution.

dépollution E_i est comprise entre $\delta_i.m > E_i > \delta_i.M$, les multiplicateurs φ_i et ϖ_i sont nuls.

3.2.2.2. Conditions de premier ordre

La résolution du Lagrangien du programme permet d'établir les conditions de premier ordre (tableau 31).

Quand $\delta_i=1$, si la valeur optimale des rejets polluants n'atteint pas ses bornes et que l'efficacité n'atteint pas les valeurs limites $\delta_i.m$ et $\delta_i.M$, les multiplicateurs γ_i , ρ_i , φ_i et ϖ_i pour l'exploitation i sont nuls. Le coût marginal de dépollution pour toute exploitation i se trouvant dans cette situation, est unique et égalise une constante $C_i.b_i = \lambda$. Si les rejets optimaux sont minimum $\beta_i.x_i = \beta_i.\alpha_{iMin}$, la dépollution est maximum et le coût marginal de dépollution est maximum, tel que $C_i.b_i = \lambda + \rho_i$.

Tableau 31 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts (scénario 2)

Dérivés partielles	Conditions optimales
$\frac{\partial L}{\partial(\beta_i.x_i)}$	$\delta_i.C_i.b_i = \lambda + (\varpi_i - \varphi_i) + (\rho_i - \gamma_i)$
$\frac{\partial L}{\partial \lambda}$	$\bar{E} = \sum_1^n \beta_i.(\alpha_{iMax} - x_i)$
$\frac{\partial L}{\partial \varphi_i}$	$E_i = \delta_i.m$
$\frac{\partial L}{\partial \varpi_i}$	$E_i = \delta_i.M$
$\frac{\partial L}{\partial \gamma_i}$	$\beta_i.x_i \leq \beta_i.\alpha_{iMax}$
$\frac{\partial L}{\partial \rho_i}$	$\beta_i.x_i \geq \beta_i.\alpha_{iMin}$

3.2.3.Scénario 3 : "prise en compte de la distance entre exploitations"

Dans le troisième scénario, le régulateur poursuit un double objectif. Il cherche en effet ici, à mettre en place une politique de dépollution qui minimise à la fois les coûts de dépollution et les distances géographiques entre les élevages, afin de favoriser l'intégration des exploitations situées dans les bassins de concentration des activités.

3.2.3.1. Présentation générale du programme de minimisation des coûts

Ce double objectif se traduit directement dans l'écriture de la fonction objective du programme d'optimisation, telle que : $\text{Min} \left[\Omega \cdot \sum_1^n \delta_i \cdot C_i + \Gamma \cdot \sum_1^n \delta_i \cdot \delta_j \cdot d_{ij} \right]$, où d_{ij} représente la distance entre deux exploitations⁷⁷, δ_i une variable binaire et Ω et Γ sont respectivement des coefficients de pondération de la fonction de coût de dépollution et de la distance.⁷⁸

Les contraintes concernant l'objectif de dépollution \bar{E} , les bornes sur les rejets polluants, et les conditions propres à l'introduction de la variable binaire δ_i sont inchangées :

$$\begin{cases} \bar{E} = \sum_1^n [\beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - x_i)] \\ \delta_i \cdot m \leq E_i \leq \delta_i \cdot M \\ \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{Min}}} \leq \beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{Max}}} \end{cases}$$

Ces conditions permettent d'écrire le Lagrangien du programme :

⁷⁷ La distance est euclidienne, $d_{ij} = \sqrt{(X_i - X_j)^2 + (Y_i - Y_j)^2}$, X et Y représentant les coordonnées des exploitations (i, j) dans l'espace.

⁷⁸ Dans le programme de minimisation des coûts, la valeur de Ω a été fixée à 10^{-4} ; celle de Γ a été fixée à 10^8 . Dans le programme de maximisation de la dépollution, ces valeurs sont respectivement de 10^3 et 10^7 (voir annexe 8).

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

Lors des simulations, les règles suivies sont les mêmes : quand les rejets polluants sont compris entre les valeurs des bornes, les multiplicateurs ρ_i et γ_i sont nuls et quand la dépollution E_i est comprise entre $\delta_i \cdot m > E_i > \delta_i \cdot M$, les multiplicateurs φ_i et ϖ_i sont nuls.

3.2.3.2. Conditions de premier ordre

La résolution du Lagrangien du programme permet d'écrire les conditions de premier ordre (tableau 32).

Tableau 32 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts (scénario 3)

Dérivés partielles	Conditions optimales
$\frac{\partial L}{\partial (\beta_i \cdot x_i)}$	$\delta_i \cdot C_i \cdot b_i = \frac{\lambda + (\varpi_i - \varphi_i) + (\rho_i - \gamma_i)}{\Omega}$
$\frac{\partial L}{\partial \lambda_1}$	$\bar{E} = \sum_1^n \beta_i \cdot (\alpha_{iMax} - x_i)$
$\frac{\partial L}{\partial \varphi_i}$	$E_i = \delta_i \cdot m$
$\frac{\partial L}{\partial \varpi_i}$	$E_i = \delta_i \cdot M$
$\frac{\partial L}{\partial \gamma_i}$	$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{iMax}$
$\frac{\partial L}{\partial \rho_i}$	$\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{iMin}$

Quand $\delta_i=1$ et quand la valeur optimale des rejets polluants n'atteint pas ses bornes et que l'efficacité n'atteint pas les valeurs limites $\delta_i.m$ et $\delta_i.M$, le coût marginal de dépollution de ces exploitations est égal à la constante $C_i.b_i = \frac{\lambda}{\Omega}$.

Si par contre, les rejets optimaux sont minimum, la dépollution est alors maximum et le coût marginal de dépollution est maximum, tel que

$$C_i.b_i = \frac{\lambda + \rho_i}{\Omega}.$$

CONCLUSION DE LA 2EME PARTIE

L'analyse coût-efficacité, telle que nous proposons de la mener, permet de contourner les problèmes d'asymétrie d'information concernant les pollutions individuelles et le coût marginal privé de dépollution. En effet, la mesure de l'efficacité environnementale est abordée à travers les écarts d'émissions polluantes produites avant et après projet ; les fonctions de coût de dépollution sont, elles, reconstituées à partir des données PMPOA, concernant le coût et l'efficacité maximale de la mise aux normes des exploitations.

La construction de fonctions de coût représentatives par type d'élevages repose au préalable sur deux étapes distinctes. La première étape permet d'établir une typologie des exploitations (ACM et CAH) et de constituer des groupes homogènes d'exploitations, en fonction du coût de la mise aux normes et de la taille de l'élevage. Cette étape permet notamment de s'assurer de la représentativité des classes d'élevages effectuées pour la construction des fonctions de coût de dépollution. La seconde étape met en place une typologie du coût de la mise aux normes des exploitations en fonction de chaque type d'élevage. Ce travail permet de recalculer le coût total de la mise aux normes à partir du coût des travaux les plus représentatifs, et de gommer les disparités individuelles non significatives.

Quant à la mesure de l'efficacité environnementale de la politique, elle reste théorique et repose sur un certain nombre d'hypothèses discutables. D'une part, l'attribution d'un coefficient d'épuration, à partir de l'état des lieux des bâtiments d'exploitation représente, en définitive, plus une notation globale de l'état de l'exploitation qu'un véritable taux de dépollution. D'autre part, la prise en compte des seuls UGBN maîtrisables dans le calcul du coût de la mise aux normes, tel qu'il est prévu dans le PMPOA, repose sur l'hypothèse que les chargements à l'hectare du bétail pâturant sont respectés, et qu'ils ne constituent donc pas de source de pollution supplémentaire. Par ailleurs, l'efficacité de la politique est totalement liée au respect par les agriculteurs du cahier des charges établi pour l'épandage des effluents.

Enfin, le calcul de l'efficacité n'introduit pas les changements de taille du troupeau entre le début et la fin de la mise aux normes. Cette donnée n'étant pas disponible, on a été conduit à raisonner à effectifs constants.

En tenant compte de l'ensemble de ces éléments, il est hautement probable que l'efficacité environnementale de la politique, telle que nous l'avons mesurée, soit surestimée par rapport à la réalité. En ce sens, les résultats obtenus pour notre étude constituent plus une indication sur ce que serait l'efficacité de la politique si l'ensemble de ces paramètres étaient, selon les cas, réalistes ou respectés.

L'objectif de l'approche développée est de créer un outil de mesure économique permettant au législateur d'optimiser le coût-efficacité d'une politique, avant même sa mise en place.

Rappelons que l'application de la démarche coût-efficacité aux données du PMPOA ne constitue pas une évaluation du PMPOA. A partir de cette base de données, il s'agit de constituer plusieurs propositions de politiques alternatives, visant à protéger l'environnement contre les pollutions agricoles d'origine animale.

Les trois scénarios présentés reprennent les revendications de différents groupes préalablement identifiés, et permettent de tester, *ex-ante*, l'impact des critères d'éligibilité des exploitations sur le coût-efficacité de la politique à mettre en place.

3EME PARTIE

RESULTATS ET DISCUSSIONS

INTRODUCTION DE LA 3^{EME} PARTIE

Les résultats présentés permettent de construire, pour chaque scénario, la courbe optimale du coût-efficacité d'une politique d'environnement. Cette courbe est constituée de l'ensemble des solutions optimales existantes, quelles que soient les modifications de l'enveloppe budgétaire mise à disposition (lorsque l'on cherche à maximiser l'efficacité environnementale d'une politique), ou de l'objectif de dépollution (lorsque l'on cherche à minimiser les coûts de dépollution).

Le chapitre 1 vise plus particulièrement à confronter les résultats des simulations, issus à la fois d'une logique de minimisation des coûts sous contrainte d'un objectif environnemental, et de maximisation de l'efficacité environnementale, sous contrainte budgétaire. L'objet principal de ce chapitre est de démontrer que, sous certaines hypothèses, la maximisation de la dépollution et la minimisation des coûts ne conduisent pas toujours aux mêmes solutions optimales (cas du scénario 1). Ce premier résultat est d'importance, puisqu'il permet de remettre en question les apports de la théorie économique dans ce domaine, qui présente généralement ces deux approches comme étant équivalentes. Dans un second temps, nous proposons de mettre en place une lecture des résultats par rapport aux implications de cette non équivalence en terme politique.

Dans le chapitre 2, nous proposons d'une part, de confronter les courbes optimales de coût-efficacité obtenues pour chaque scénario et d'autre part, de mettre en place une grille de lecture des critères pertinents pour la mise en place d'une politique d'environnement.

La confrontation des courbes optimales permet de mesurer les écarts enregistrés sur le coût-efficacité d'une politique, en fonction des critères d'éligibilité retenus, et de déterminer les variations en bien-être social, que ce soit au niveau collectif ou par type d'élevage. Ces résultats vont permettre, dans un second temps, de mettre en place une réflexion sur l'importance de certains paramètres (comme par exemple, la prise en compte des disparités entre types d'élevage), dont il convient de tenir compte pour améliorer les performances des politiques agri-environnementales.

Enfin, l'objet du chapitre 3 est de présenter les apports et limites associés à notre démarche, ainsi que les perspectives exploitables. Plus précisément, il s'agit de montrer en quoi notre démarche constitue une approche à la fois originale et fonctionnelle pour l'évaluation *ex-ante* des politiques d'environnement. Quant aux limites de l'étude, nous allons montrer qu'elles sont associées à la fois, aux calculs effectués et à la collecte des données. Enfin, nous proposons quelques pistes de réflexion qui pourraient permettre d'améliorer la pertinence et l'intérêt de notre démarche, comme la spatialisation des exploitations grandeur nature, la prise en compte des systèmes de production plus que des types d'élevage et l'intégration de données micro-économiques concernant le producteur.

CHAPITRE I

Cas de la non équivalence de la minimisation des coûts et de la maximisation de la dépollution

Dans cette partie, il s'agit de confronter les programmes de minimisation du coût et de maximisation de la dépollution. Plus précisément, il s'agit de démontrer que sous certaines hypothèses, notamment lorsque la fonction de coût est de type exponentiel, la maximisation de la dépollution et la minimisation des coûts ne conduisent pas toujours aux mêmes solutions optimales.

Nous verrons, en deuxième lieu, les implications de ce résultat en terme politique.

1.1. Détermination du domaine des solutions optimales du programme de minimisation des coûts

Les simulations des différents programmes sont effectuées à partir des données de l'échantillon des exploitations intégrables au PMPOA en région Aquitaine⁷⁹. Cet échantillon est formé de quatre-vingt dix exploitations agricoles, regroupant cinq types d'élevages (bovin lait, bovin viande, porc, bovin-porc et volailles), statistiquement représentatifs de la production régionale.

1.1.1 Démarche adoptée : réduction de l'objectif de dépollution

⁷⁹ Toutes les simulations sont réalisées sous GAMS (*General Algebraic Modeling System*), version 2.50A. L'écriture des programmes est présentée en annexe 9.

Il s'agit de définir le domaine, c'est à dire l'ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts, quel que soit l'objectif de dépollution \bar{E} .

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 dépollution⁸⁰

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 simulation⁸¹ l'objectif de dépollution \bar{E} , 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. En effet, si 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 $C_i^* < C_{i_{Max}}$.

L'intérêt général d'une telle démarche réside dans le fait de pouvoir déterminer pour chaque objectif de dépollution \bar{E} , le nombre et le type d'exploitations intégrables dans la politique, ainsi que le coût optimal de dépollution résultant.

⁸⁰ 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 $0 \leq C_i \leq C_{i_{Max}}$ (voir partie 2, § 3.1.2.

Effets des bornes sur les rejets polluants).

⁸¹ Les simulations effectuées sont indépendantes les unes des autres.

1.1.2 Formalisation de la démarche adoptée

1.1.2.1 Toutes les exploitations participent à la solution optimale

Comme nous l'avons préalablement établi, si l'on abaisse l'objectif de dépollution à un seuil inférieur à la somme des dépollutions maximales, tel

que $\bar{E} < \sum_1^n E_{i_{Max}}$, le niveau optimal de dépollution devient :

$$\sum_1^n E_i^* = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{k+1}^n E_i \quad [6]$$

Le coût optimal de dépollution global permettant d'atteindre ce niveau de dépollution est alors inférieur à la somme des coûts de dépollution maximum et est équivalent à :

$$\sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{k+1}^n C_i \quad [7]$$

Le coût optimal de dépollution de la politique est donc abaissé de manière continue, en fonction de la réduction de l'objectif de dépollution.

1.1.2.2 Exclusion des exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus fort

Tant que cela est permis, toutes les exploitations participent à la solution optimale collective. Or, il existe un seuil de dépollution \bar{E} à partir duquel les n exploitations ne peuvent plus être conservées pour permettre d'atteindre de manière optimale, c'est à dire à moindre coût, ce nouvel objectif de dépollution. En d'autres termes, certaines exploitations finissent par ne plus participer à la solution optimale collective.

Plus précisément, lorsque l'on atteint ce seuil, les solutions individuelles qui constituent la solution optimale collective se distinguent suivant trois cas : certaines exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ vont rester à leur niveau de dépollution maximum, les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ vont voir ce niveau réduit tel que $E_i^* < E_{i_{Max}}$, et les exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ vont être amenées à leur niveau de dépollution minimum $E_{i_{Min}} = 0$. Pour les exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$, le niveau optimal des rejets polluants devenant égal aux rejets en situation de référence $\beta_i \cdot x_i^* = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$, leur mise aux normes n'est plus à envisager pour réaliser \bar{E} .

Le nouvel objectif de dépollution \bar{E} conduit alors à un niveau de dépollution

$$\text{optimal suivant : } \sum_1^n E_i^* = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q E_i + \sum_{(q+1)}^n E_{i_{Min}} .$$

A ce stade l'écriture des coûts optimaux de dépollution correspondants est

$$\text{telle que}^{82} : \sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q C_i + \sum_{(q+1)}^n C_{i_{Min}} .$$

Or, comme on sait que si $E_i = 0$, $C_i = 0$ (condition [5]), on a alors

$$\sum_{(q+1)}^n E_{i_{Min}} = 0, \text{ et } \sum_{(q+1)}^n C_{i_{Min}} = 0 .$$

Par conséquent, l'écriture de la dépollution optimale se simplifie comme suit :

$$\sum_1^n E_i^* = \sum_1^n E_i^* = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q E_i \quad [8]$$

Le coût optimal de dépollution correspondant s'exprime alors de la manière suivante :

$$\sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q C_i, \text{ tel que } \begin{cases} \sum_1^n C_i^* < \sum_1^n C_i^* \\ \sum_1^n (C_i^* - C_i^*) = \sum_{(q+1)}^n a_i \end{cases} \quad [9]$$

⁸² L'explicitation du mécanisme du modèle d'optimisation utilisé implique que l'on puisse distinguer une première phase où le coût minimum peut être potentiellement égal à a_i avant d'être nul.

En définitive, la condition [5] émise sur la fonction de coût de par l'existence d'un coût fixe de dépollution a_i , crée une discontinuité dans les résultats (voir figure 16). Le coût optimal de dépollution final $\sum_1^n C_i^{*'}$ est "virtuellement" réduit du montant réservé aux exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ et correspondant à la somme de leurs coûts fixes, tel que $\sum_1^n C_i^{*'} = \sum_1^n C_i^* - \sum_{(q+1)}^n a_i$.

Il convient de souligner que les exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ ne participant plus à la solution optimale sont celles pour lesquelles le coût fixe de dépollution a_i est le plus élevé.

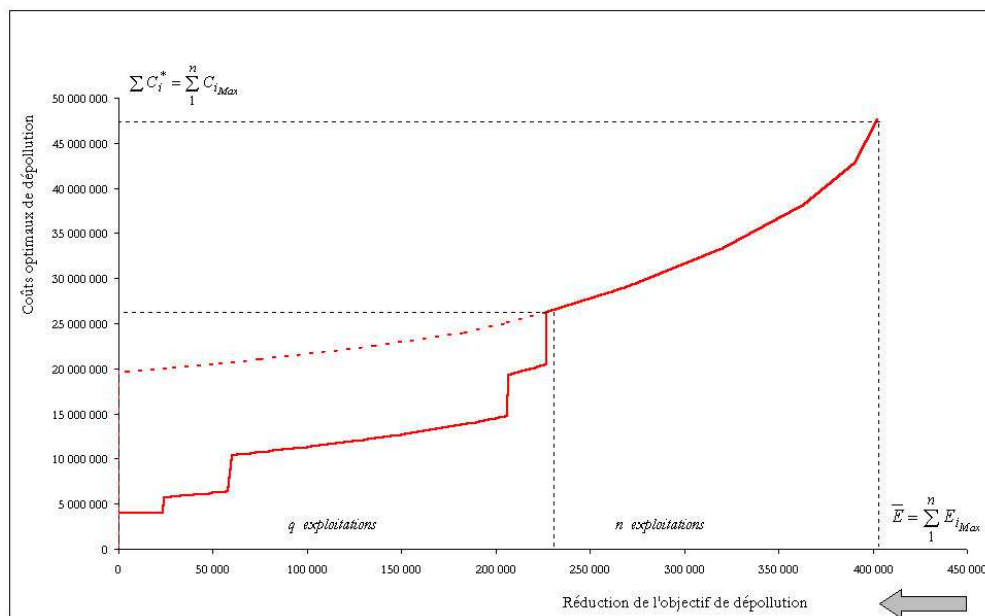
1.1.2.3. Représentation graphique du domaine des solutions optimales

La figure 16 ci-dessous présente l'ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts sous contrainte d'un objectif de dépollution. La portion continue de la courbe (partie de droite) correspond aux solutions optimales quand toutes les exploitations participent encore à la solution optimale.

La partie discontinue de la courbe (gauche) s'explique par l'exclusion progressive de groupes d'exploitations de la solution optimale collective. Ces exploitations sont celles qui sont à leur niveau de rejets polluants maximum, ce qui signifie que leur mise aux normes n'est pas nécessaire pour atteindre l'objectif de dépollution correspondant. Les exploitations conservées pour la minimisation du coût de dépollution sont celles pour lesquelles la valeur optimale des rejets polluants n'a pas encore atteint la borne maximum

$$\beta_i \cdot x_i^* < \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}} .$$

Figure 16 : Ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts



Il convient de souligner que les solutions en pointillés, présentées à titre indicatif, représentent les solutions optimales qui ne tiennent pas compte de la condition [5] explicitant que $C_i = 0$ si $E_i = 0$. En d'autres termes, cet ensemble de solutions est constitué par des exploitations dont le niveau optimal de dépollution est nul et le coût de dépollution est égal à a_i .

1.2 Détermination du domaine des solutions optimales du programme maximisation de la dépollution

1.2.1 Démarche adoptée : réduction de l'enveloppe budgétaire

La démarche est similaire à celle adoptée dans la recherche du coût minimum. Pour déterminer l'ensemble des solutions optimales, on cherche toutes les solutions qui permettent de maximiser le niveau de dépollution, quelle que soit l'enveloppe budgétaire disponible.

Dans un premier temps, la recherche de l'optimum est réalisée à partir du véritable montant de l'enveloppe budgétaire disponible réservée à l'échantillon des exploitations étudiées $\bar{C} = \sum_1^n C_{i_{Max}}$. Avec cette enveloppe budgétaire, la dépollution optimale correspond à la somme des dépollutions individuelles maximum $\sum_1^n E_i^* = \sum_1^n E_{i_{Max}}$. A nouveau, toutes les exploitations appartiennent à la solution optimale ($n = 90$) et les coûts et les niveaux optimaux de dépollution sont à leur maximum. L'ensemble des exploitations i minimise ses rejets polluants $\beta_i \cdot x_i^* = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Min}}$.

Si l'on restreint l'enveloppe budgétaire disponible \bar{C} telle que $\bar{C} < \sum_1^n C_{i_{Max}}$, un certain nombre d'exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$ va voir leur coût de dépollution à $C_i^* < C_{i_{Max}}$ et leur niveau optimal de dépollution s'abaisser à $E_i^* < E_{i_{Max}}$.

1.2.2. Formalisation de la démarche adoptée

1.2.2.1. Toutes les exploitations participent à la solution optimale

Comme on l'a vu, si l'on abaisse l'enveloppe budgétaire $\bar{C} < \sum_1^n C_{i_{Max}}$, la solution optimale est constituée par un ensemble d'exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ qui reste à leur coût de dépollution maximum et un ensemble d'exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$, qui vont disposer de dotations financières moins importantes et vont donc pouvoir moins dépolluer.

Le coût de dépollution optimal permettant de respecter la contrainte budgétaire devient :

$$\text{Soit, } \sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^n C_i \quad [10]$$

La distribution des coûts optimaux permet aux exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ de dépolluer de manière maximale, alors que les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$ ont un niveau optimal de dépollution inférieur à leur maximum. Le niveau global de dépollution optimal correspondant à l'enveloppe budgétaire $\bar{C} < \sum_1^n C_{i_{Max}}$ s'exprime alors ainsi :

$$\sum_1^n E_i^* = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^n E_i \quad [11]$$

L'abaissement de l'enveloppe budgétaire se traduit donc par une diminution continue du niveau optimal de dépollution (voir figure 17). Ce mécanisme perdure tant que l'enveloppe budgétaire disponible est suffisante pour permettre à toutes les exploitations de participer à la solution optimale collective.

1.2.2.2. Exclusion des exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus fort

De la même manière que dans le cadre de la minimisation des coûts, il existe une taille de l'enveloppe budgétaire en deçà de laquelle toutes les exploitations ne peuvent plus participer à la solution optimale.

A partir de ce seuil, la solution optimale est alors constituée d'exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ dont le coût optimal de dépollution correspond à leur coût maximum, d'exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ qui voient leur montant optimal disponible réduit tel que $C_i^* < C_{i_{Max}}$, et d'exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ qui sont à leur coût minimum $C_i^* = a_i$. En effet, l'explicitation du fonctionnement du programme se fait en deux temps ; il convient de distinguer une première phase où le coût minimum peut être potentiellement égal à a_i , avant d'être nul.

Dans un premier temps, la nouvelle enveloppe budgétaire \bar{C} conduit au coût optimal de dépollution suivant : $\sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q C_i + \sum_{(q+1)}^n a_i$.

L'expression du niveau de dépollution optimal équivalent étant tel que :

$$\sum_1^n E_i^* = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q E_i + \sum_{(q+1)}^n E_i.$$

Or, on sait que si une exploitation est à son coût minimum, c'est que son efficacité est nulle, et donc que $\sum_{(q+1)}^n E_i = 0$. Par ailleurs, la condition [5] apposée

sur la fonction de dépollution permet d'écrire $\sum_{(q+1)}^n C_i = 0$. Donc concrètement, les

exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ ont un niveau optimal de rejets polluants égal aux rejets en situation de référence $\beta_i \cdot x_i^* = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$; elles ne participent plus à la solution optimale collective.

Dans un deuxième temps, la contrainte budgétaire \bar{C} devant être respectée, la recherche de l'optimum implique que la somme budgétaire allouée aux exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ est redistribuée sur les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ qui intègrent encore le programme mais ne sont pas à leur coût maximum⁸³.

La contrainte budgétaire \bar{C} conduit alors à un coût de dépollution optimal tel que :

$$\sum_1^n C_i^{*''} = \sum_1^n C_i^* = \sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q C_i^{*''}, \text{ avec } \begin{cases} \sum_{(k+1)}^q C_i^{*''} > \sum_{(k+1)}^q C_i^* \\ \sum_{(k+1)}^q (C_i^{*''} - C_i^*) = \sum_{(q+1)}^n a_i \end{cases} \quad [12]$$

⁸³ Il convient de noter que la résolution de ce programme est limitée lorsqu'elle a atteint ses bornes de fonctionnement, c'est à dire les bornes maximum des exploitations en terme de coûts (et d'efficacité). En d'autres termes, la simulation n'a plus de solutions optimales si les sommes à réaffecter excèdent le coût maximum des exploitations potentiellement conservées

$$\left(\sum_{(q+1)}^n a_i > \sum_k^q C_{i_{Max}} \right).$$

Le niveau de dépollution correspondant à l'enveloppe prend alors l'expression suivante :

$$\sum_1^n E_i^{*''} = \sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^q E_i^{*''}, \text{ tel que } \begin{cases} \sum_{(k+1)}^q E_i^{*''} > \sum_{(k+1)}^q E_i^* \\ \sum_{(k+1)}^q (E_i^{*''} - E_i^*) = \sum_{(q+1)}^n \ln \left[\frac{(C_i^{*''} - C_i^*)}{a_i} \right] \cdot \frac{1}{b_i} \end{cases} \quad [13]$$

A nouveau, la condition [5] apposée sur la fonction de coût crée une discontinuité dans les résultats (voir figure 17). Le niveau optimal de dépollution finale $\sum_1^n E_i^{*''}$ est supérieur à l'initial $\sum_1^n E_i^*$. En effet, les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ ayant "bénéficié" de la réaffectation des crédits équivalents à $\sum_{(q+1)}^n a_i$ disposent d'un coût plus important et donc d'une capacité optimale de

dépollution plus importante et équivalente à

$$\sum_{(k+1)}^q E_i^{*''} = \sum_{(k+1)}^q E_i^* + \sum_{(q+1)}^n \ln \left[\frac{(C_i^{*''} - C_i^*)}{a_i} \right] \cdot \frac{1}{b_i}.$$

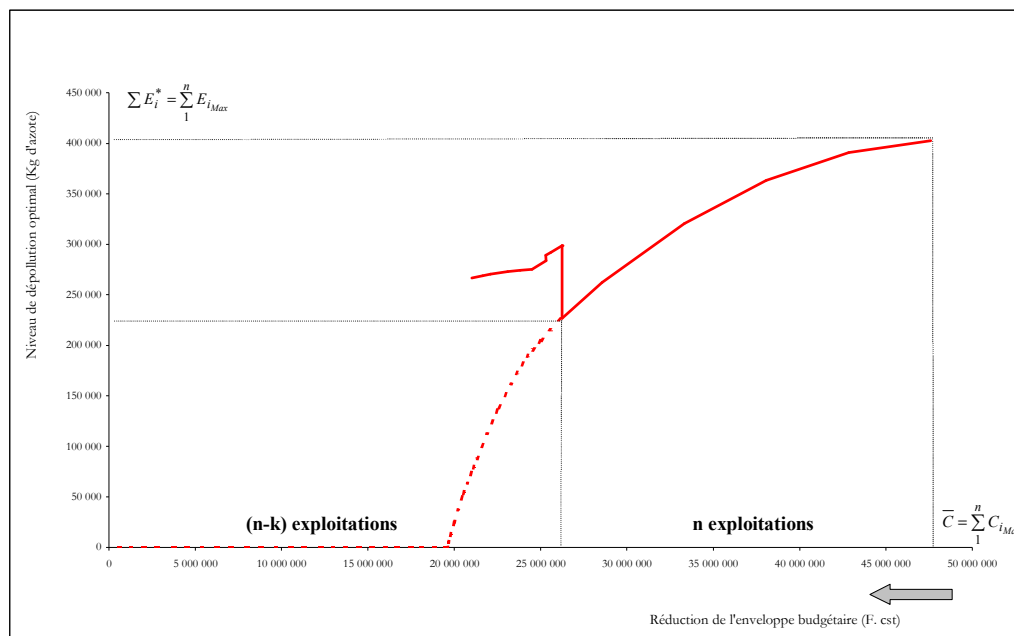
Comme dans le cadre de la minimisation des coûts de dépollution, les exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ ne participant plus à la solution optimale sont celles pour lesquelles le coût fixe de dépollution a_i est le plus élevé.

1.2.2.3. Représentation graphique du domaine des solutions optimales

La figure 17 représente le domaine des solutions optimales du programme de maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire. Comme dans le programme de minimisation des coûts, la portion continue de la courbe (partie de droite) correspond aux solutions optimales quand toutes les exploitations participent encore à la solution optimale ($n = 90$).

Le rehaussement du niveau optimal de dépollution (partie gauche de la courbe) provient de l'exclusion des exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ de la solution optimale.

Figure 17 : Ensemble des solutions optimales du programme de maximisation de la dépollution



En d'autres termes, un niveau global de dépollution plus important peut être atteint avec une enveloppe budgétaire moindre si la répartition du budget se concentre sur les exploitations $i \in \{1, \dots, q\}$ dont le coût fixe de dépollution est le plus faible. Ce point sera abordé plus en détail ultérieurement dans la partie discussion (§ 1.3. confrontation des solutions optimales des deux programmes).

Comme pour le programme de minimisation des coûts, on présente à titre indicatif l'évolution de la courbe pour des simulations qui n'intègrent pas la condition [5], c'est à dire $C_i = 0$ si $E_i = 0$ (courbe en pointillés). Cet ensemble de solutions proposent de conserver des exploitations avec un niveau de dépollution nul et un coût de dépollution égal au coût fixe a_i .

1.3. Confrontation des solutions optimales des deux programmes

Pour résumer, le fonctionnement de chaque programme se divise en deux phases. Au cours de la première, aucune exploitation n'est amenée à un niveau de dépollution nul (aucune exploitation n'a atteint sa borne maximum de rejets polluants) ; toutes les exploitations participent encore à la solution optimale collective.

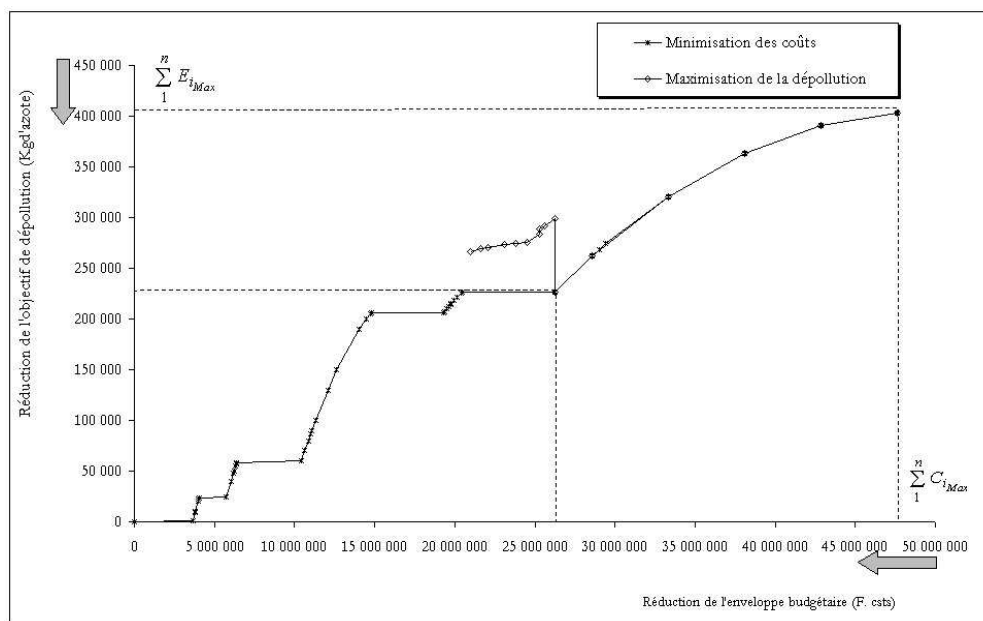
La seconde phase se caractérise par le fait que certaines exploitations ne participent plus à la solution optimale. La valeur optimale de leur coût et niveau de dépollution est en effet devenue nulle, leurs rejets polluants optimaux égalisant la valeur des rejets en situation de référence :

$$\beta_i \cdot x_i^* = \beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}} .$$

Dans cette partie, il s'agit de démontrer que les deux programmes ne sont équivalents qu'au cours de la première phase. Cette équivalence est notamment permise par l'égalisation des coûts marginaux individuels de dépollution et des solutions optimales collectives des deux programmes.

Or, quand l'abaissement des contraintes \bar{C} et \bar{E} conduit certaines exploitations à un niveau optimal de dépollution nul (les rejets polluants étant devenus maximum), la discontinuité en zéro de la fonction de coûts crée une discontinuité sur les résultats. Les deux programmes d'optimisation ne conduisent alors plus aux mêmes solutions optimales (figure 18).

Figure 18 : Confrontation des solutions optimales des deux programmes



1.3.1. Première phase : équivalence des solutions optimales

La résolution des Lagrangiens permet d'établir la formulation du coût marginal optimal de dépollution. La condition de premier ordre du programme de minimisation des coûts conduit au coût marginal optimal suivant : $C_i.b_i^* = \lambda_1 + (\rho_i - \gamma_i)$, alors que celle du programme de maximisation de la dépollution conduit à un coût marginal optimal équivalent à :

$$C_i.b_i^* = \frac{(1 + \eta_i - \mu_i)}{\lambda_2}.$$

Or, pour les exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$ pour lesquelles les rejets optimaux ne sont plus minimum, sans pour autant être maximum, les contraintes de bornes ne sont alors pas activées et les multiplicateurs de Lagrange associés prennent une valeur nulle ($\rho_i = \gamma_i = \eta_i = \mu_i = 0$). Pour ces exploitations, le coût marginal devient alors unique et égalise une constante respectivement

$$\text{équivalente à } C_i.b_i^* = \lambda_1 \text{ et } C_i.b_i^* = \frac{1}{\lambda_2}.$$

Sachant que $\lambda_1 = \frac{1}{\lambda_2}$, le coût marginal de dépollution des exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$, est bien identique dans les deux programmes et devient équivalent à :

$$C_i \cdot b_i^* = \frac{(1+\lambda_1)}{(1+\lambda_2)} = \lambda_1 = \frac{1}{\lambda_2} \quad [14]$$

Les exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ pour lesquelles le niveau optimal des rejets est minimum, le coût optimal de dépollution est maximum ; leur coût marginal de dépollution est donc équivalent dans les deux programmes. On a alors

$$C_i \cdot b_i^* = \lambda_1 + \rho_i = \frac{1 - \mu_i}{\lambda_2}.$$

Par conséquent, les coûts marginaux optimaux de dépollution étant égaux pour toutes les exploitations $i \in \{1, \dots, n\}$ participant aux solutions optimales, les deux programmes sont strictement équivalents.

L'égalisation respective des équations [6] et [11], et [7] et [10] est alors possible :

$$\begin{cases} \bar{C} = \sum_1^n C_i^* = \left[\sum_1^k C_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^n C_i \right] \\ \bar{E} = \sum_1^n E_i^* = \left[\sum_1^k E_{i_{Max}} + \sum_{(k+1)}^n E_i \right] \end{cases}$$

1.3.2. Deuxième phase : divergence des réponses optimales

Il s'agit ici de montrer que quand les contraintes \bar{C} et \bar{E} atteignent un seuil qui amènent les exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ à un niveau optimal de dépollution nul, la discontinuité en zéro de la fonction de coûts conduit à des solutions optimales non équivalentes.

Comme nous avons pu le développer préalablement, pour la maximisation de la dépollution, l'exclusion des exploitations $i \in \{(q+1), \dots, n\}$ de la solution optimale permet de transférer la valeur des crédits affectés aux exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ ⁸⁴. Le niveau optimal de dépollution est alors rehaussé

⁸⁴ voir équations [12] et [13].

($\sum_1^n E_i^{*''} > \sum_1^n E_i^*$). Cette réaffectation va faire en sorte que m exploitations appartenant à $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ vont atteindre leur coût de dépollution maximum. Le coût marginal total de dépollution est donc constitué de la somme des coûts marginaux des exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$ égale à $\sum_1^k C_i \cdot b_i = \sum_1^k \frac{(1-\mu_i)}{\lambda_2}$ et de ceux des exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$, soit $\sum_{(k+1)}^q C_i \cdot b_i = \sum_{(k+1)}^m \frac{(1-\mu_i)}{\lambda_2} + (q-m) \cdot \frac{1}{\lambda_2}$.

Dans le cas de la minimisation des coûts, cette réaffectation ne se fait pas. Le coût marginal total de dépollution est équivalent à la somme des coûts marginaux des exploitations $i \in \{1, \dots, k\}$, soit $\sum_1^k C_i \cdot b_i = \sum_1^k (\lambda_1 + \rho_i)$ et de ceux des exploitations $i \in \{(k+1), \dots, q\}$, soit $\sum_{(k+1)}^q C_i \cdot b_i = \lambda_1 \cdot (q-k)$.

Au niveau collectif, si les coûts des programmes de maximisation de la dépollution et de la minimisation des coûts s'égalisent telle que $\sum_1^n C_i^{*''} = \sum_1^n C_i^{*'}$, alors, l'efficacité atteinte en maximisant le niveau de dépollution sous contrainte budgétaire égalise comme nous l'avons vu l'équation [13] :

$$\sum_1^n E_i^{*''} = \sum_1^k E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{k+1}^q E_i^{*''}, \text{ soit, } \sum_1^n E_i^{*''} = \sum_1^k E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{k+1}^q E_i^* + \sum_{q+1}^n \left[\frac{(C_i^{*''} - C_i^*)}{a_i} \right] \cdot \frac{1}{b_i}$$

Comme nous venons de le voir, la "réaffectation" des coûts conduit m exploitations appartenant à $i \in \{(k+1), \dots, q\}$ à atteindre à nouveau leur efficacité

$$\text{maximum, ce qui permet d'écrire : } \sum_1^n E_i^{*''} = \sum_1^k E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{k+1}^m E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{m+1}^q E_i^*$$

D'autre part, l'efficacité atteinte en minimisant le coût de dépollution égalise

$$\text{l'équation [8] : } \sum_1^n E_i^{*'/} = \sum_1^k E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{k+1}^q E_i^*, \text{ soit, } \sum_1^n E_i^{*'/} = \sum_1^k E_{i \text{ Max}}^* + \sum_{k+1}^m E_i^* + \sum_{m+1}^q E_i^*.$$

Par conséquent, la confrontation des équations [13] et [8] permet de montrer

que l'efficacité atteinte en maximisant la dépollution $\sum_1^n E_i^{*''}$ est supérieure à

celle atteinte en minimisant le coût de dépollution $\sum_1^n E_i^{*'/}$, soit :

$$\sum_1^k E_{i,Max}^* + \sum_{k+1}^m E_{i,Max}^* + \sum_{m+1}^q E_i^* > \sum_1^k E_{i,Max}^* + \sum_{k+1}^m E_i^* + \sum_{m+1}^q E_i^*$$

En conclusion, à partir du moment où une restriction supplémentaire sur les contraintes \bar{C} et \bar{E} ne permet plus de conserver l'ensemble des exploitations, les solutions optimales diffèrent et les deux programmes ne sont plus équivalents.

Ce résultat est un cas particulier propre à la forme exponentielle des fonctions de coût de dépollution. En effet, par construction, la forme exponentielle introduit un coût fixe pour un niveau de dépollution nul, qu'il convient de corriger. Or, la correction de cette propriété revient à introduire une discontinuité en zéro sur la fonction de coût de dépollution, ce qui génère les inéquivalences que nous venons de voir. Par conséquent, ces conclusions ont une portée non négligeable puisqu'elles peuvent être généralisées au delà de notre cadre d'étude : la dualité de deux programmes d'optimisation n'est plus valable dès qu'on introduit des fonctions de forme exponentielle.

1.3.3. Implications en terme politique

Comme on l'a vu, les exploitations qui sont exclues des programmes d'optimisation sont celles pour lesquelles le coût fixe de dépollution est le plus élevé. En effet, en abaissant les contraintes \bar{C} et \bar{E} , le coût optimal des exploitations $i \in \{(k+1), \dots, n\}$ tend vers la valeur du coût fixe a_i le plus élevé. A partir du moment où le coût optimal égalise le coût fixe de dépollution d'une exploitation, le niveau de dépollution est nul, et l'exploitation ne participe plus à la solution optimale.

Par ailleurs, comme les coûts fixes de dépollution sont fixés par type d'élevage, les exclusions du programme se font par type d'élevages. Nous reviendrons sur ce point ultérieurement dans l'analyse des résultats du scénario 1.

La concentration de l'effort de dépollution sur les exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus faible permet selon le cas, d'atteindre un niveau de dépollution plus important avec une enveloppe budgétaire moindre, ou d'abaisser la valeur du coût minimum de la politique à mettre en place.

Le régulateur dispose par conséquent de deux outils d'aide à la décision pour mettre en place une politique environnementale qui soit coût-efficace. Si sa contrainte principale est budgétaire, il sait qu'il peut améliorer la dépollution globale en misant sur les exploitations pour lesquelles le coût fixe de dépollution est peu élevé. Plus précisément, en concentrant les efforts de dépollution sur ces exploitations, il est possible d'atteindre un niveau global de dépollution supérieur avec une enveloppe budgétaire moindre. Par conséquent, si le régulateur ne tient compte que du niveau de dépollution global, cette solution sera toujours celle choisie. Si au contraire, la priorité est d'atteindre un objectif de dépollution à moindre coût, le régulateur sait qu'il peut abaisser le coût de dépollution de la politique en excluant les exploitations dont le coût fixe de dépollution est élevé. Réciproquement, si l'objectif de la politique est de prendre en compte toutes les exploitations pour couvrir un territoire dans son ensemble, le régulateur peut mesurer le coût supplémentaire (ou la moindre dépollution) que cela engendre par rapport à une solution qui ne retiendrait que les exploitations dont le coût fixe de dépollution est le plus faible. Par exemple, si l'on se trouve face à une situation où les problèmes de pollutions sont accrus et généralisés à tout un territoire, l'estimation quantitative des "pertes" encourues liées à l'éligibilité de toutes les exploitations peut être mise en parallèle avec l'impact environnemental qu'aurait une politique ne retenant que les exploitations répondant aux critères d'optimisation du coût-efficacité. Dans la mesure où l'on connaît la valeur de ces pertes, l'estimation peut constituer un argument pour les gestionnaires de l'environnement, à la fois soucieux de la qualité de l'impact environnemental et de l'enveloppe budgétaire disponible. Par ailleurs nous verrons dans le chapitre 3, que ces résultats peuvent être modifiés s'il s'agit de concentrer la politique sur les exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2). Enfin, comme nous l'avons souligné au préalable, l'optimisation du ratio coût-efficacité n'est pas, seul en soi, un critère pertinent pour la mise en place d'une politique d'environnement. Ces premiers résultats seront donc complétés par ceux du scénario 3 qui tient compte de la dispersion géographique des exploitations concernées, indicateur important de l'impact d'une politique sur l'environnement.

CHAPITRE II

Critères d'éligibilité des exploitations, mesure du bien-être collectif et impact environnemental

Dans ce chapitre, nous proposons de confronter les courbes optimales de coût-efficacité obtenues pour chaque scénario. La confrontation des courbes optimales permet de mesurer les écarts enregistrés sur le coût-efficacité d'une politique, en fonction des critères d'éligibilité retenus, et de déterminer les variations en bien-être social, que ce soit au niveau collectif ou par type d'élevage.

Ces résultats vont permettre, dans un second temps, de mettre en place une réflexion sur l'importance de certains paramètres, dont il convient de tenir compte pour améliorer le coût-efficacité des politiques agri-environnementales.

Il convient de souligner au préalable que pour la confrontation des résultats des trois scénarios d'intégration des exploitations, l'échantillon a été réduit à 16 exploitations, le nombre excessivement élevé de solutions à explorer, dès lors que l'on introduit une variable discrète dans l'écriture des programmes, ne permettant pas de retenir plus d'exploitations.

Sur cet échantillon, nous avons décidé d'exclure les élevages de volailles mixtes, le coefficient de détermination de leur fonction de coût-efficacité étant extrêmement faible ($R^2 = 0.08$, voir partie 2, § 2.3.2.3 *construction des fonctions de coûts de dépollution par type d'élevage*).

2.1. Mesure du bien-être collectif et impact environnemental

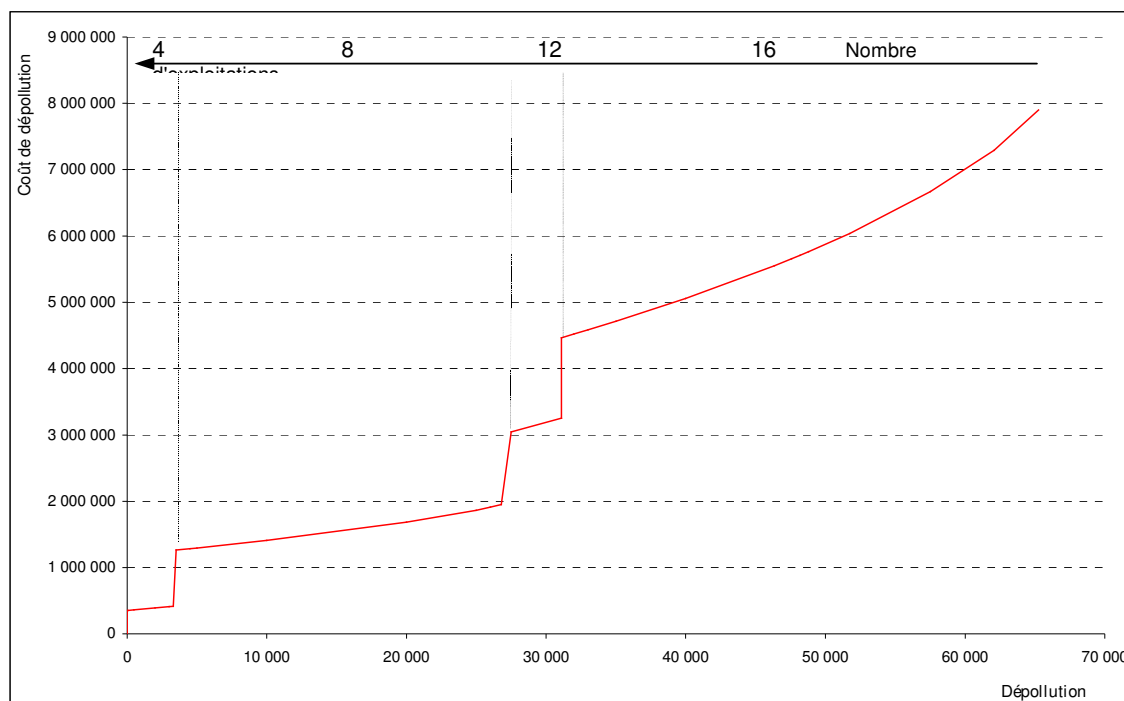
2.1.1. Présentation générale des résultats

2.1.1.1. Scénario 1 : intégration des exploitations par type d'élevage

La figure 19 représente l'ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts sous contrainte d'un objectif de dépollution. La lecture de la courbe s'effectue de droite à gauche : par exemple, pour un objectif de dépollution maximum $\bar{E}=65\,266\text{ Kg}$, le coût optimal de dépollution correspond à la somme des coûts (maximum) individuels $\sum_i C_i^* = 7\,898\,292\text{ F}$. D'autre part, lorsque l'objectif global de dépollution est abaissé, le coût minimum de la politique l'est aussi. Au niveau individuel, l'abaissement de l'objectif de dépollution va amener, progressivement, certaines exploitations à ne plus participer à la solution optimale. En effet, les exploitations conservées dans la solution optimale sont uniquement celles qui sont amenées à un niveau optimal de rejets polluants, inférieur à leur niveau de rejets polluants de référence $\beta_i \cdot \alpha_{i_{Max}}$. Par contre, lorsqu'une exploitation a atteint son niveau de rejets polluants maximum (c'est à dire, son niveau de rejets de référence), sa dépollution et son coût deviennent nuls, et cette exploitation ne participe plus à la solution optimale.

Comme nous l'avons préalablement souligné, "l'exclusion" de certaines exploitations de la solution finale est à l'origine de discontinuités dans les résultats. Dans le cas d'une minimisation des coûts de dépollution (figure 19), le premier "saut" a lieu lorsque l'objectif de dépollution est abaissé à $\bar{E}=31\,085\text{ Kg}$, où seules douze exploitations sur seize sont conservées dans la solution optimale.

Figure 19 : Coût optimal de dépollution : *Minimisation des coûts*



Il convient de préciser que l'exclusion de ces exploitations ne se fait pas de manière aléatoire. En effet, le coût fixe de dépollution est déterminant du coût total pour chaque exploitation. Par conséquent, la recherche du coût minimum implique que les exploitations conservées dans la solution optimale soient celles dont le coût fixe de dépollution est le moins important.

Or, ce coût fixe étant propre à chaque type d'élevage, "l'exclusion" se fait par type d'élevages. Sur la figure 19, les "sauts" dans les réponses correspondent respectivement, à l'exclusion des bovins lait ($a_i = 303\,761$ F.), des élevages mixtes de type bovins-porcins ($a_i = 264\,175$ F.), des bovins viande ($a_i = 210\,368$ F.), puis des porcins ($a_i = 88\,855$ F.).

Il convient alors de souligner que l'intégration indifférenciée de tous les élevages dans une même politique environnementale dont l'objectif est d'atteindre un certain niveau de dépollution, peut générer des coûts supplémentaires importants. Par exemple, pour une dépollution de 31 100 kg d'azote, le coût minimum de la politique est de 4 467 185 F, alors qu'à 31 085 kg, le coût passe à 3 251 235 F ; les 15 kg d'azote de différence coûteraient 1 215 950 F !

Aussi, si l'on ne tient compte que de cet objectif de dépollution global, il peut être pertinent d'envisager la mise en place d'une politique d'environnement, en fonction des caractéristiques de production des exploitations agricoles. Nous verrons ultérieurement dans quelle mesure ce type de politique peut être envisagé.

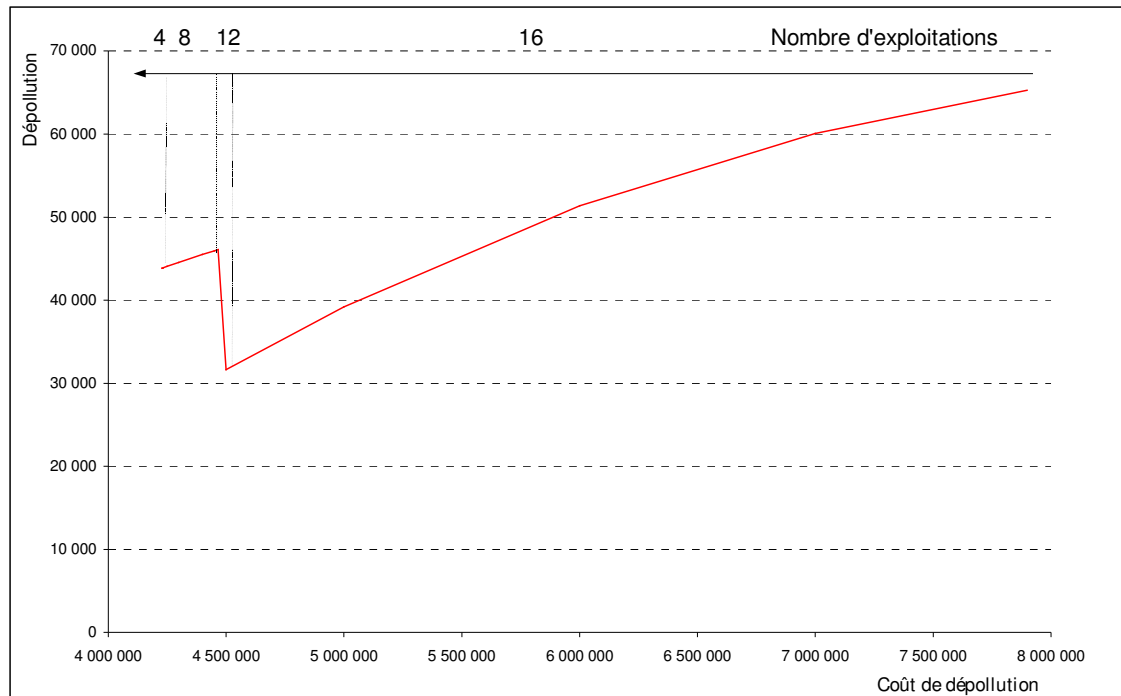
Les résultats correspondant à la maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire sont présentés ci-dessous (figure 20). Comme nous l'avons établi, il n'existe plus de solutions optimales lorsque la somme des coûts fixes "redistribués" sur les exploitations conservées dans la solution dépasse leur propre borne de fonctionnement⁸⁵.

De la même manière que pour la minimisation des coûts, les discontinuités correspondent à l'exclusion d'exploitations de la solution optimale.

Lorsque la contrainte budgétaire est fixée à 4 500 000 F., le niveau optimal de dépollution est de 31 637 kg d'azote, alors qu'avec 50 000 F. de moins ($\bar{C}=4\,450\,000\,F$), le niveau de dépollution optimal est accru de par l'exclusion des élevages de bovins lait de la solution optimale, et passe à 45 953 kg d'azote.

⁸⁵ Ici, la limite est fixée pour une contrainte budgétaire égale à 4 228 817 F.

Figure 20 : Coût optimal de dépollution : *Maximisation de la dépollution*



Ce résultat propre à la maximisation de la dépollution est intéressant puisqu'il indique qu'en concentrant les efforts de dépollution sur les exploitations les plus coût-efficaces, il est possible d'atteindre un niveau global de dépollution supérieur avec une enveloppe budgétaire moindre. D'un point de vue strictement économique, cette solution est la meilleure de toutes. Or, nous verrons ultérieurement que le seul critère de dépollution n'est pas suffisant en soi pour s'assurer de l'efficacité d'une politique d'environnement et que ces résultats peuvent être nuancés si l'on tient compte de la distance géographique entre exploitations.

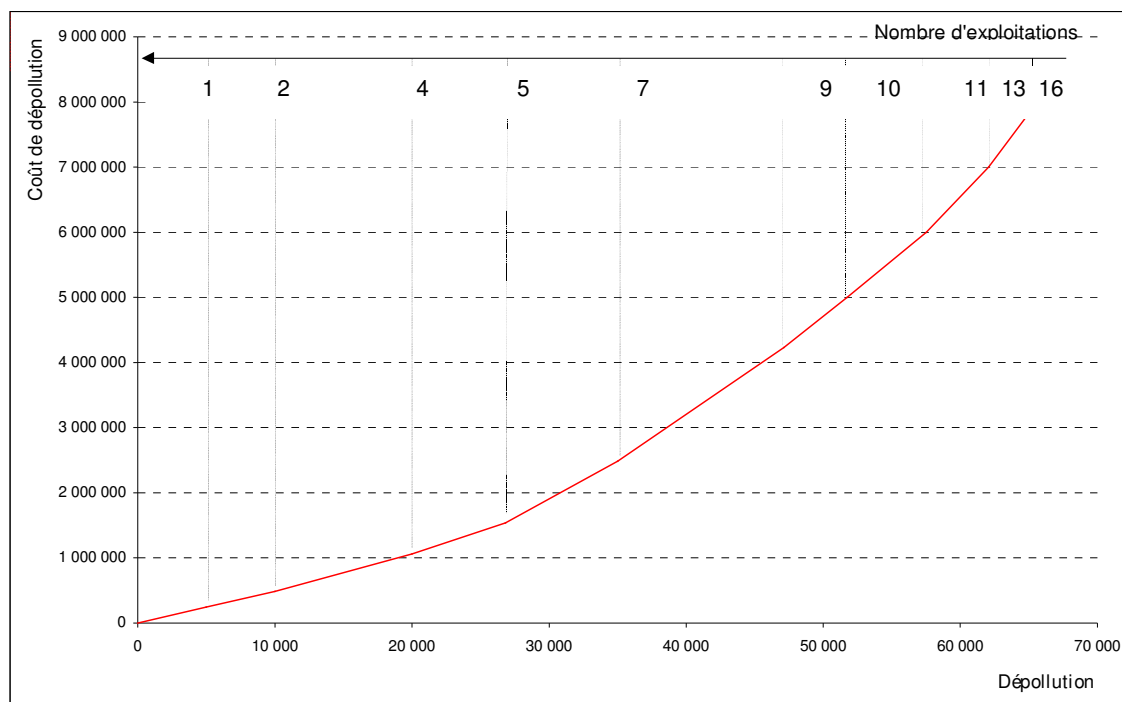
2.1.1.2. Scénario 2 : intégration des exploitations les plus coût-efficaces

Pour le scénario 2, une seule courbe est présentée, les solutions optimales des programmes de minimisation des coûts et de maximisation de la dépollution étant, cette fois, strictement équivalentes. Cette équivalence s'explique par l'introduction de la variable binaire δ_i dans l'écriture des

programmes. En effet, l'introduction de la variable binaire permet d'exclure une à une les exploitations peu coût-efficaces, avant même qu'elles n'aient atteints leur borne maximale de rejets polluants. La fonction de coût de dépollution devient alors continue par rapport au niveau de dépollution (figure 21).

Par ailleurs et contrairement au scénario 1, l'exclusion des exploitations ne se fait plus par type d'élevage, mais en fonction de leur coût-efficacité individuel. Les exploitations conservées dans le programme sont donc celles dont le coût par unité de dépollution est le plus faible.

Figure 21 : Domaine des solutions optimales du scénario 2



La modification des critères d'éligibilité des exploitations permet d'améliorer la solution optimale par rapport au scénario 1 : pour une enveloppe budgétaire donnée, le niveau optimal de dépollution atteint est supérieur (et réciproquement). Notons que ces résultats valident un argument déjà avancé par Harrington W., Mc Connell V.D. (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.

Ultérieurement, la construction des fonctions de coût marginal de dépollution nous permettra de mesurer précisément le gain en bien-être généré par l'application du scénario 2.

2.1.1.3. Scénario 3 : intégration selon la proximité géographique des exploitations

Pour intégrer la notion de distance entre les exploitations, nous ne disposons pas des coordonnées Lambert des exploitations. Nous avons donc créé de manière fictive, un plan de répartition de ces exploitations, en prenant soin d'isoler certaines exploitations et d'en regrouper d'autres (figure 22). Cette répartition a été faite de manière aléatoire, sans tenir compte du type d'élevage puisque dans la réalité de tels regroupements n'existent pas. Par contre, le choix pour isoler des exploitations très coût-efficaces (exploitations 1 et 50) doit permettre de vérifier si leur isolement est compensé par un faible ratio coût-efficacité.

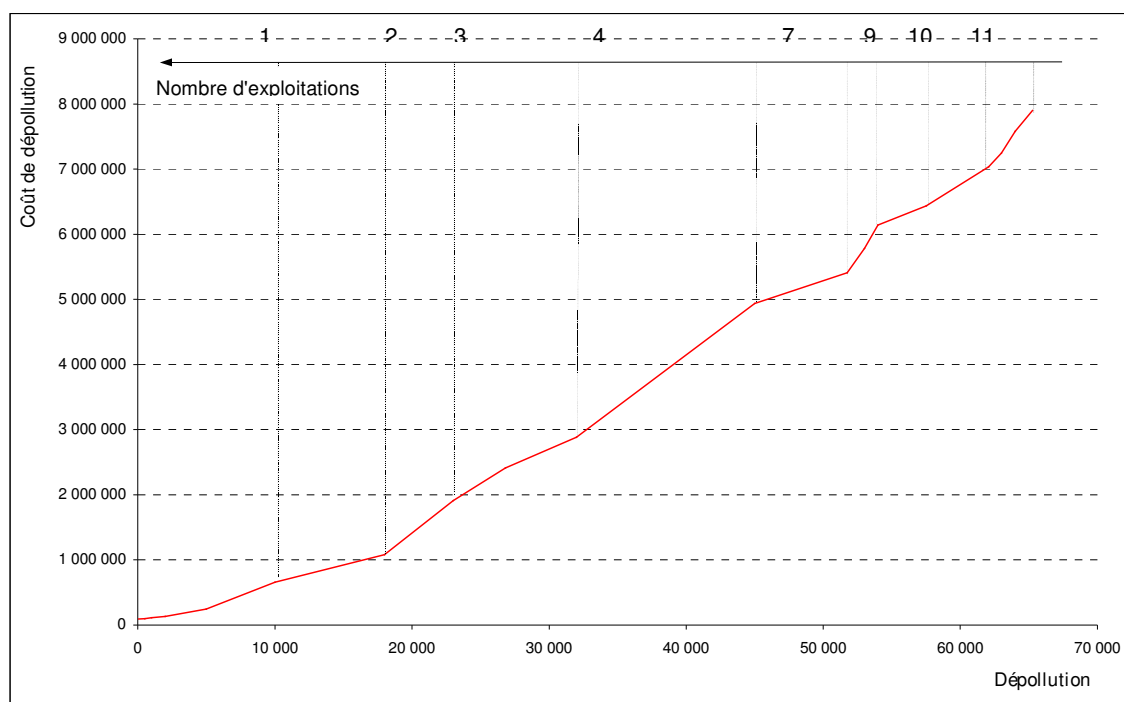
Figure 22 : Répartition des exploitations sur un plan

10						exp109	exp10			
9					exp40	exp7	exp60			
8			exp1				exp27			
7										
6										
5									exp93	
4		exp98							exp114	exp124
3		exp55	exp21							exp86
2	exp33				exp50					
1										
0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

La figure 23 ci-dessous représente l'ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts de dépollution⁸⁶.

Rappelons que l'objectif du programme est double : il s'agit à la fois de minimiser le coût de dépollution total ainsi que la distance entre exploitations. L'exclusion progressive des exploitations se fait donc en fonction de leur coût-efficacité et de leur distance les unes par rapport aux autres. Graphiquement, cela se traduit par une courbe des solutions optimales plus irrégulière que dans le scénario 2, pour lequel on ne s'intéresse qu'au ratio coût-efficacité des exploitations.

Figure 23 : Domaine des solutions optimales : *Minimisation des coûts*⁸⁷



⁸⁶ Le domaine des solutions optimales correspondant à la maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire est donnée en annexe 7. Les différences obtenues avec le programme de minimisation des coûts tiennent dans ce cas, à la valeur accordée aux coefficients de pondération de la distance, du coût et de la dépollution (Ω et Γ).

⁸⁷ Les solutions optimales de la maximisation de la dépollution sont présentées en annexe 8.

Dans ce scénario, les exploitations isolées sont plus rapidement exclues du programme d'optimisation : par exemple, l'exploitation 50 est exclue quand l'objectif de dépollution est égal à 35 000 kg d'azote, alors que dans le scénario 2, cette exploitation est exclue quand $\bar{E}=10\,000\text{ kg}$. A contrario, les exploitations rapidement exclues dans le scénario 2, de par un ratio coût-efficacité élevé (exploitations 7, 55 et 60) sont conservées plus longtemps lorsque l'on cherche en même temps à minimiser la distance entre elles. Le programme répond donc bien à un objectif de regroupement des actions de dépollution sur des zones homogènes ou fragilisées (bassin versant, zones sensibles aux nitrates, etc...). Le modèle peut par ailleurs être rendu plus réaliste, en intégrant les coordonnées Lambert dans le programme d'optimisation (voir § 3.3 *les perspectives exploitables*).

Par ailleurs, il convient de souligner que la prise en compte de la distance entre exploitations dans la fonction objective "dégrade" les solutions optimales par rapport au scénario 2. De la même manière que pour les scénarios 1 et 2, nous verrons qu'elle est la perte de bien-être associée à la prise en compte de la distance entre les exploitations.

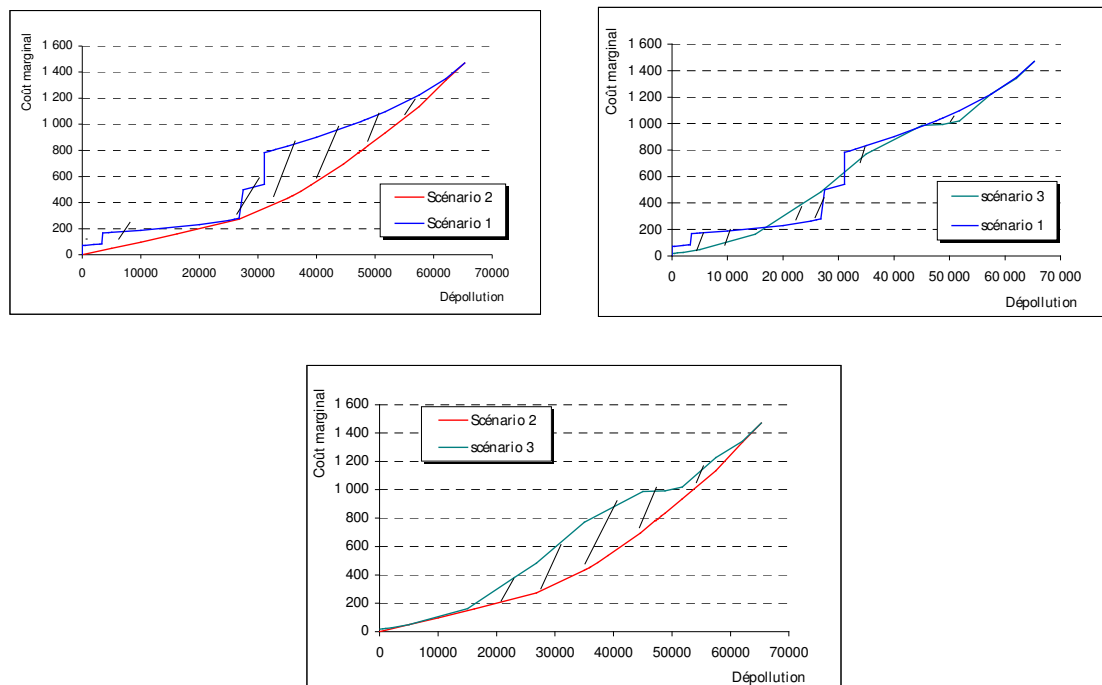
2.1.2. Mesure de la variation du bien-être collectif

2.1.2.1. Variation du bien-être collectif

La figure 24 ci-dessous représente les coûts marginaux optimaux de dépollution de chaque scénario.

La variation de bien-être est égale à la différence des surplus estimés pour chaque scénario. Le scénario 2, c'est à dire celui qui propose l'intégration des exploitations les plus coût-efficaces représente, d'un point de vue économique, la meilleure des solutions.

Figure 24 : Coûts marginaux optimaux de dépollution selon les scénarios :
minimisation des coûts



Le tableau 33 ci-dessous présente les différentes estimations des variations de surplus pour les trois scénarios. On note alors que la perte de bien-être totale la plus importante est envisagée avec l'application du scénario 1 (9,6 millions de F.). En d'autres termes, l'application d'une politique d'environnement généralisée à toutes les exploitations entraîne une perte de bien-être importante par rapport à une solution économiquement efficace (scénario 2).

Globalement, la perte de bien-être par rapport au scénario 2 est plus importante qu'en appliquant le scénario 3 (8,5 millions de F.).

Tableau 33 : Surplus estimés pour les programmes de minimisation des coûts de dépollution

		Scénario 2	Variation de surplus (en Fcs)
Scénario 1 : <i>Min coût</i>	43 608 182	33 991 896	- 9 616 286
Scénario 3	42 449 188	33 991 896	- 8 457 292
Variation de surplus (en Fcs)	- 1 158 994		

Il est cependant important de souligner qu'il existe des solutions pour lesquelles la perte de bien-être est quasi-nulle. Par exemple, pour une dépollution de 26800 kg, le coût marginal de dépollution des scénarios 1 et 2 est presque équivalent (respectivement égal à 280 F et 272 F). Pour ce niveau de dépollution, les solutions économiques sont proches, et le régulateur devrait être indifférent à l'application du scénario 1 ou 2.

Pourtant, le nombre d'exploitations éligibles n'est pas le même dans les deux cas : 8 pour le scénario 1 et 5 pour le scénario 2 (soit 37% de moins). Or, ce facteur s'avère être un paramètre important, dont il convient de tenir compte : si l'éligibilité d'un plus faible nombre d'exploitations doit permettre de réduire les coûts de contrôle éventuels de la politique, elle n'est pas toujours compatible avec une optimisation de l'impact environnemental. Aussi, nous verrons ultérieurement que la recherche d'une plus grande efficacité environnementale pourrait dans certains cas jouer en la faveur d'une solution *a priori* moins coût-efficace.

La même remarque est faite entre les scénarios 3 et 2 et les scénarios 3 et 1.

Le tableau 34 présente les variations de bien-être obtenues avec la maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire. La variation de bien-être est cette fois donnée en équivalents kg d'azote dépollués ; en effet, il est possible d'assimiler le niveau de dépollution à un niveau d'utilité.

Tableau 34 : Variations de bien être en équivalent Kg de dépollution pour le programme de maximisation de la dépollution

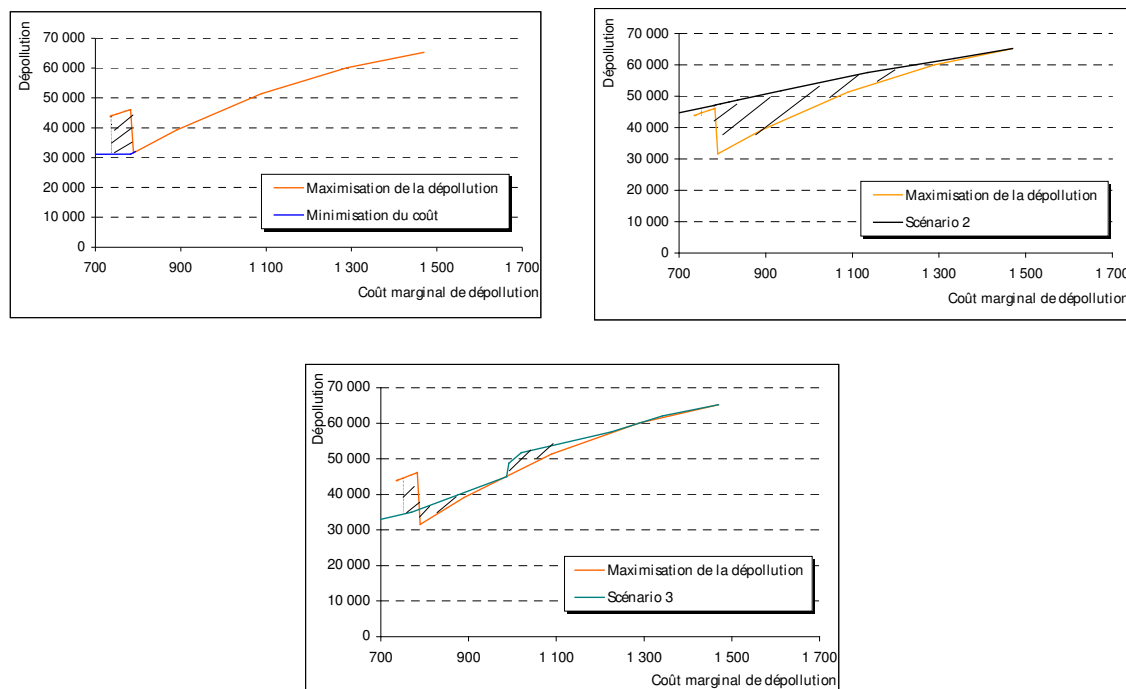
		Scénario 1 : <i>Max efficacité</i>	Variation de bien-être (en Kg)
Scénario 1 : <i>Min coût</i>	36 808 010	37 375 174	567 164
Scénario 2	41 150 625	37 375 174	- 3 775 451
Scénario 3 : <i>Min coût</i>	38 160 839	37 375 174	- 785 665

Comme nous l'avons préalablement établi, le surplus dégagé en maximisant la dépollution est légèrement supérieur à celui obtenu en minimisant le coût de

dépollution ; le niveau d'utilité est ainsi plus important si l'on opte pour la maximisation de la dépollution.

D'après la figure 25 ci-dessous, les scénarios 3 et 1 génèrent des solutions optimales proches.

Figure 25 : Coûts marginaux optimaux de dépollution selon les scénarios : *maximisation de la dépollution*



Ces deux scénarios ont en effet des surplus totaux relativement proches ; la perte en bien-être en choisissant de maximiser la dépollution plutôt que d'appliquer le scénario 3 est relativement faible (785 665 kg).

2.1.2.2. Variation du bien-être par type d'élevage

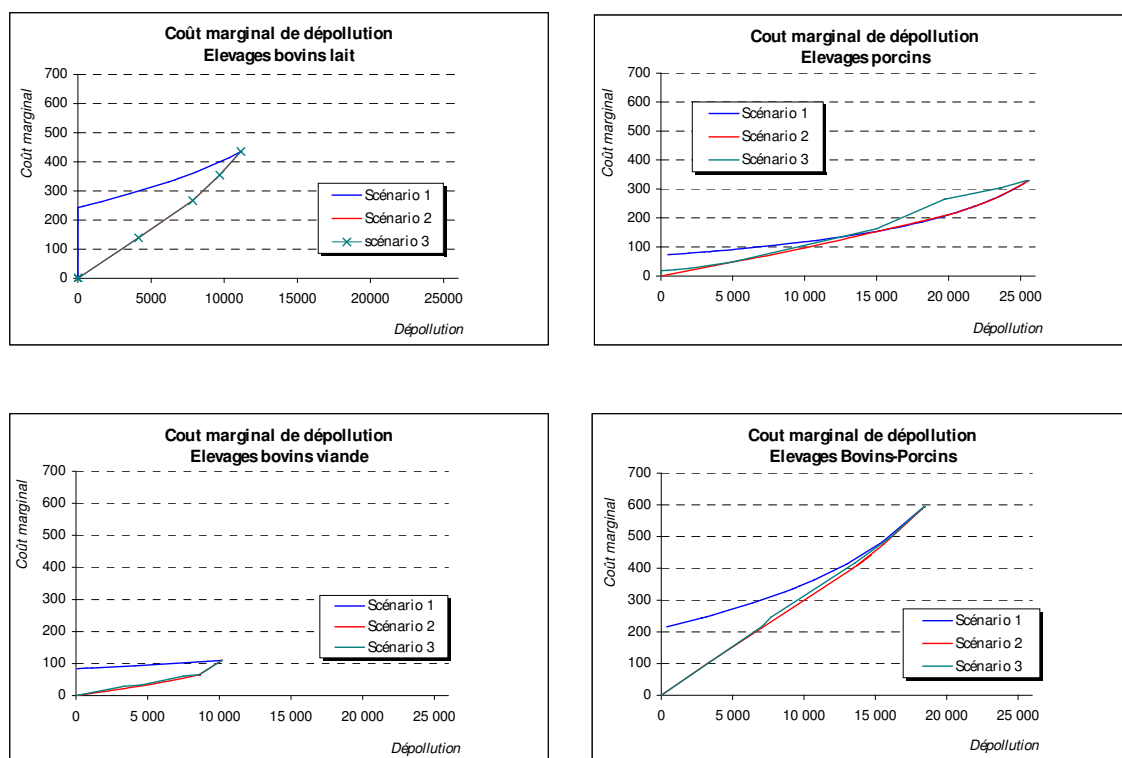
La présentation des coûts marginaux optimaux de dépollution par type d'élevages permet de mettre en évidence les hétérogénéités existantes entre les différentes productions (figure 26).

La première remarque importante qui peut être faite est que les écarts entre les coûts marginaux optimaux de dépollution entre les scénarios 2 et 3 sont

négligeables pour la quasi-totalité des types d'élevages (excepté pour les élevages porcins).

En effet, les variations de surplus pour ces élevages restent faibles (tableau 35).

Figure 26 : Coût marginal optimal de dépollution par type d'élevage



Cela signifie que pour ces types d'élevages, il est équivalent, d'un point de vue économique, d'appliquer une politique d'environnement qui propose, soit d'intégrer les exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2), soit d'intégrer les exploitations à la fois coût-efficaces et proches géographiquement (scénario 3). Au niveau individuel (c'est à dire au niveau de l'exploitation), des différences existent cependant puisque certaines exploitations sont exclues plus rapidement dans le scénario 2. Nous reviendrons sur cette remarque lors de l'étude de l'impact environnemental.

Tableau 35 : Surplus estimés en F. pour les programmes de minimisation des coûts de dépollution

	Variation de surplus (en Fcs)				
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Var. scénarios 1-2	Var. scénarios 3-2
Bovin-Porcin	6 562 540	5 165 436	5 286 065	- 1 397 104	- 120 629
Porcin	3 951 202	3 476 800	3 928 535	- 474 402	- 451 735
Bovin lait	3 643 648	2 185 563	2 185 563	- 1 458 125	0
Bovin viande	978 179	401 356	434 121	- 576 823	- 32 765

Pour les élevages porcins, il est intéressant de noter que bien que les variations de surplus entre les scénarios 1 et 2 et les scénarios 2 et 3 soient équivalentes, elles ne fournissent pas la même information. Il convient effectivement de souligner que pour un niveau de dépollution élevé, les scénarios 1 et 2 sont identiques ; la perte en bien-être étant marquée pour une dépollution inférieure à 12 500 kg d'azote. Pour les scénarios 2 et 3, le processus est inverse. A nouveau, on peut énoncer que pour des objectifs de dépollution peu élevés, la mise en place d'une politique qui opte pour l'intégration, soit des exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2), soit des exploitations proches géographiquement (scénario 3) est indifférente.

2.1.3. Réduction de la pollution globale et impact environnemental

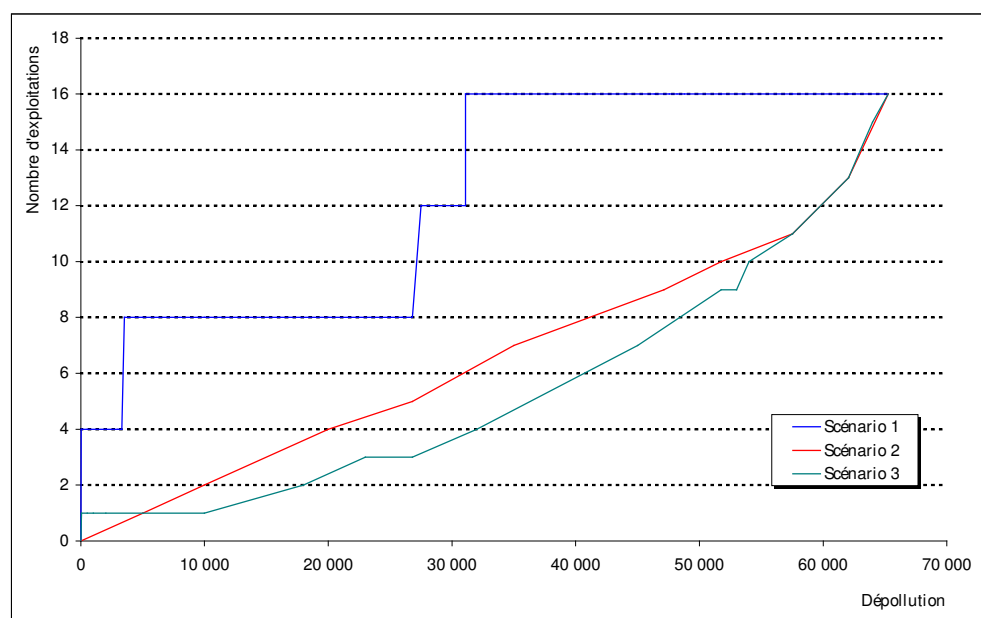
2.1.3.1. Dépollution globale et nombre d'exploitations intégrables

Comme nous l'avons souligné, le niveau global de dépollution n'est pas, seul en soi, un critère suffisant pour juger de l'impact environnemental d'une politique de dépollution. Le nombre d'exploitations intégrées dans la politique est également un critère important. En effet, la prise en compte dans une politique environnementale du plus grand nombre d'exploitations sur une zone donnée, est un facteur d'amélioration de l'impact de la politique sur

l'environnement ; la minimisation du nombre d'exploitations tendant à noyer les effets positifs sur l'environnement.

Or, la figure 27 présente pour chaque scénario, le nombre d'exploitations intégrées en fonction de l'objectif de dépollution \bar{E} ; elle montre que pour un même niveau de dépollution, le nombre d'exploitations concernées peut être amené à varier.

Figure 27 : Nombre optimal d'exploitations intégrées en fonction de la dépollution : *Minimisation du coût*



Les résultats indiquent qu'avec le scénario 1, le nombre d'exploitations éligibles est maximum. Le scénario 2 conduit à l'élection d'un nombre plus faible d'exploitations, alors que le scénario 3 permet d'atteindre les mêmes niveaux de dépollution avec un nombre minimum d'exploitations. En d'autres termes, le scénario le moins coût-efficace conduit à intégrer un nombre plus important d'exploitations.

D'autre part, les résultats montrent que pour le scénario 1, la réduction du nombre d'exploitations se fait par paliers. Cette situation implique deux remarques : le niveau de dépollution est amené à varier fortement pour un même nombre d'exploitations éligibles (de 31 100 kg à 65 266 kg d'azote),

alors que la variation du nombre d'exploitations ne conduit pas toujours à modifier véritablement le niveau de dépollution global.

Au vu de ces considérations, nous pensons qu'il est important de distinguer les niveaux de dépollution atteints et l'impact environnemental. Si l'augmentation du nombre d'exploitations éligibles ne permet pas toujours d'améliorer le niveau collectif de dépollution, il constitue selon certains un facteur d'amélioration de l'efficacité environnementale. L'argument développé est simple : plus le nombre de sources de pollution pris en compte pour l'application d'une politique est important, et plus l'impact sur l'environnement doit être positif. Réciproquement, la minimisation du nombre d'exploitations éligibles revient à minorer l'impact environnemental d'une politique, si ces exploitations sont dispersées géographiquement.

En d'autres termes, la généralisation d'une politique d'environnement à l'ensemble d'une population représente l'option la plus sûre pour s'assurer d'un impact environnemental notable, alors que l'élection d'un faible nombre d'exploitations représente le meilleur moyen de noyer les effets bénéfiques de la politique. Par conséquent, ce paramètre doit être pris en compte par les décideurs publics. Cependant, nous avons vu que la maximisation du nombre d'exploitations éligibles posait également le problème de la maîtrise des coûts. A ce titre, le croisement de ce facteur avec celui de la répartition géographique des exploitations agricoles représente une alternative plus appropriée pour l'optimisation de l'efficacité environnementale, lorsqu'il existe une contrainte budgétaire forte. Cette remarque rejoint les conclusions présentées dans le rapport d'évaluation du PMPOA qui ont permis d'aboutir à la création de *"zones prioritaires d'action PMPOA"* : l'amélioration de l'efficacité environnementale de la politique passe désormais par l'éligibilité de toutes les exploitations présentes sur des sites à intérêt écologique, plutôt que par une concentration de l'effort de dépollution sur quelques grosses exploitations.

2.1.3.2. Dépollution et localisation des exploitations

L'autre paramètre déterminant de l'impact environnemental d'une politique, hormis le nombre d'exploitations et le niveau de dépollution, est celui de la localisation des exploitations les unes par rapport aux autres.

Comme nous l'avons vu au préalable, la construction du scénario 3 s'appuie sur une représentation fictive de la localisation des exploitations de l'échantillon. L'intérêt de cette démarche est de montrer que les résultats de minimisation du coût (et de maximisation de la dépollution) sont modifiés si l'on tient compte de la distance géographique entre exploitations.

La figure 28 ci-après illustre ce phénomène. Les exploitations colorées en bleu sont les exploitations intégrées dans la politique, celles en rouge, correspondent aux exploitations exclues.

Figure 28 : Répartition des exploitations intégrables quand $\bar{E} = 20\ 000\ kg$

Figure 28 a : Scénario 3 (*max dépollution*)

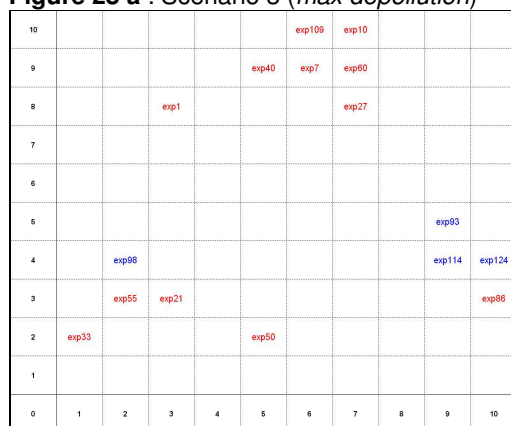
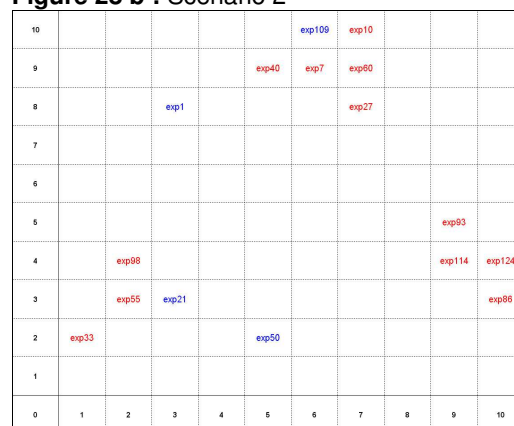


Figure 28 b : Scénario 2



On note alors que pour un même niveau de dépollution ($\bar{E} = 20\ 000\ kg$), le scénario 3 permet d'intégrer des exploitations plus proches les unes des autres ; l'intégration des exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2) conduit à prendre en considération des exploitations plus isolées.

Par conséquent, l'efficacité économique d'une solution ne peut être le seul critère pertinent pour la mise en place d'une politique, si l'on veut s'assurer

d'un impact environnemental notable. Le nombre d'exploitations intégrables (qui est ici identique pour les deux scénarios) et la distance entre les exploitations intégrées dans la politique représentent des critères tout aussi importants.

2.2. Quels sont les critères pertinents pour choisir une politique ?

2.2.1 Les paramètres à prendre en compte

2.2.1.1. Les exploitations les plus polluantes ne sont pas toujours les plus coût-efficaces

Il nous est apparu pertinent de vérifier si les exploitations les plus polluantes sont bien celles qui sont aussi les plus coût-efficaces. En effet, si cela est le cas, le régulateur peut opter pour une politique de dépollution axée sur les exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2), puisque une telle mesure serait à la fois économiquement efficace et équitable.

Or, le lien entre ces deux critères n'a pu être confirmé, ni sur notre échantillon (tableau 36), ni sur l'échantillon initial des 90 exploitations (voir annexe 11).

Tableau 36 : Pollution initiale et ratio coût-efficacité moyens

Modalités UGBN maîtrisable	Nombre d'exploitations	Pollution initiale	Coût-efficacité	Ecart-type
26-71	6	1 817	228	89,6
71-120	2	3 944	170	2,1
120-190	4	5 169	93	52,1
190-1230	4	10 469	110	51,3
Total	16			

Les résultats obtenus indiquent que même si les exploitations les moins polluantes sont bien les moins coût-efficaces, les exploitations les plus polluantes ne sont pas les plus coût-efficaces.

Cela signifie que si le régulateur choisit les exploitations les plus coût-efficaces pour la mise en place d'une politique de protection de l'environnement, il exclu de fait, les exploitations les plus polluantes. Il convient alors de poser qu'une politique économiquement efficace n'est pas pour autant équitable.

Ce résultat rejoint les conclusions d'une étude menée par Bel F. et al. qui soulignent que *"les exploitations les plus polluantes ne sont pas les plus efficaces"* (1998 : 10). De fait, les résultats d'études obtenus par l'INRA en 1999, repris dans le rapport d'évaluation du PMPOA, et explicitant que *"plus les exploitations sont petites [et donc potentiellement peu polluantes], plus le coût relatif des programmes de dépollution est élevé"* (1999), ne sont pas toujours vérifiés pour les exploitations d'élevages de la région Aquitaine.

Notre hypothèse de départ concernant le scénario 2, et posant que *"les exploitations les plus polluantes sont celles pour lesquelles les coûts de dépollution sont les plus faibles par unité de dépollution"* est infirmée.

2.2.1.2. Le coût fixe de dépollution est déterminant du coût total de dépollution

Nous avons préalablement vu que le coût fixe de dépollution correspond à la construction d'ouvrages de stockage destinés à améliorer la gestion des pollutions diffuses.

Le tableau 37 ci-dessous montre que le poids du coût fixe dans la mise au normes des exploitations est plus ou moins prépondérant selon le type d'élevage et que par conséquent, le poids de la réduction de pollutions diffuses n'est pas le même selon les types d'élevage.

Tableau 37 : Part du coût fixe par rapport au coût total de dépollution

	Bovin viande	Bovin lait	Bovin-porcin	Porcin
Coût total (moyenne)	276 248	544 489	742 539	411 297
Coût fixe	210 368	303 761	264 175	88 855
Part coût fixe / coût total	76,2%	55,8%	35,6%	21,6%

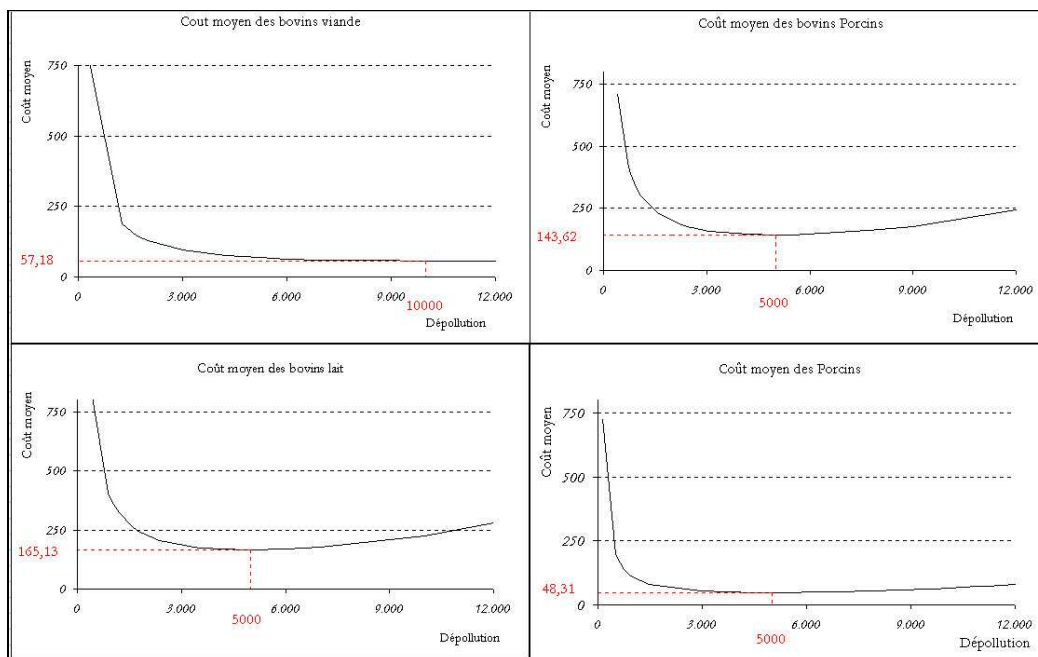
Pour les élevages de bovins viande, ce coût fixe correspond à plus des trois quarts du coût total de la mise aux normes, alors que pour les porcins, ce coût représente moins d'un quart du coût total. Le poids du coût fixe dans la mise aux normes des exploitations tient aussi bien à l'état initial des exploitations avant projet, qu'aux contraintes techniques propres à chaque type d'élevage. En effet, les élevages porcins, plus récents, ont été préalablement généralement mieux équipés, alors que les exploitations spécialisées dans la production bovine sont, avant projet, dans des situations plus hétérogènes.

Or, comme nous l'avons vu si l'option d'intégration des exploitations dans une politique environnementale correspond au scénario 1, le coût fixe de dépollution est un paramètre déterminant d'intégration-exclusion de ces exploitations.

Or, la présence de coûts fixes génère une fonction de coût moyen en U, c'est à dire d'abord décroissante, puis croissante. En ce sens, *"l'inefficience au sens de Pareto peut provenir de la présence de coût fixe, qui modifie les conclusions usuelles"* (Guerrien B., 1996 : 119).

Le point à partir duquel le coût moyen devient croissant correspond au seuil à partir duquel les coûts fixes sont amortis. Une représentation graphique (figure 29) des coûts moyens selon les types d'élevages permet rapidement de constater que ces seuils varient fortement d'un type à l'autre. Le coût moyen devient croissant à partir du moment où $b_i \cdot E_i = 1$, soit l'équivalent d'une dépollution de 5 000 kg d'azote pour les bovins lait, les porcins et les élevages mixtes, et de 10 000 Kg d'azote pour les bovins viande.

Figure 29 : Coût moyen de dépollution par type d'élevage



Les élevages porcins apparaissent comme les élevages les plus rentables à la dépollution avec un coût moyen de dépollution de 48,31 F contre 165,13 F pour les bovins lait. L'impact du coût fixe sur la rentabilité des exploitations à la dépollution est donc important.

La question du financement de ce coût se pose alors de manière plus ou moins pressante suivant les cas. En effet, si les exploitants sont seuls à décider de leur entrée dans un programme de dépollution (dans le cadre d'accords volontaires), la présence de coûts fixes importants représente un frein à leur adhésion, frein plus ou moins marqué selon le type d'élevage.

Sachant que, comme nous l'avons vu, les exploitations les plus polluantes ne sont pas nécessairement celles qui sont les plus rentables à la dépollution, la mise en place d'aides financières publiques dans le cadre d'accords volontaires peut s'avérer décisive.

D'autre part, il existe une réticence plus marquée encore à la mise en place de projets dont les coûts fixes sont importants lorsque les résultats restent incertains. C'est le cas de la gestion des pollutions diffuses d'origine agricole. En effet, la construction d'ouvrages de stockage ne suffit pas à garantir à eux

seuls la baisse des pollutions car d'autres facteurs interviennent (pratiques agricoles conformes, aléas climatiques, conditions pédologiques, etc...).

Or, comme le souligne Guerrien B. (1996), *"dans un monde où règne l'incertitude, le lancement de projets qui supposent des coûts fixes irréversibles peut ne pas avoir lieu, ou peuvent être soumis à critiques dans un contexte de récession économique..., alors qu'ils en valent la peine"*.

La question du financement de ces coûts fixes est donc primordiale, et l'intervention de l'état peut se révéler à double titre déterminante.

2.2.2. Sur quels critères d'arbitrage s'appuyer ?

2.2.2.1. Arbitrage entre niveaux de pollution et coûts d'abattement

Au vu de l'ensemble des considérations énoncées préalablement, la prise de décision peut s'avérer délicate. Il existe en définitive deux alternatives classiques sur lesquelles la réflexion peut reposer :

- soit on adopte des critères physiques sur les émissions polluantes en intégrant en priorité les exploitations les plus à risque, c'est à dire soit les plus polluantes, soit celles présentes sur un site particulièrement fragilisé.
- soit on se réfère à des critères d'efficacité économique en privilégiant l'intégration des exploitations les plus rentables a la dépollution.

Afin de comparer les trois scénarios, on choisi de se baser sur le point qui minimise les écarts entre solutions optimales collectives des trois scénarios (environ 20000 kg d'azote).

Tableau 38 : Variables principales des scénarios quand $\bar{E} = 20000 \text{ Kg}$

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3
Coût de dépollution total	1 683 793	1 057 746	1 908 154
Coût moyen par exploitation intégrée	210 474	264.437	636.051
Coût par Kg d'azote réduit	84	53	83
Nombre d'exploitations intégrées	8	4	4
% de l'ensemble	50 %	25 %	25 %
Nombre d'exploitations polluantes (classes UGBN maîtrisables 3 et 4)	5	3	3
% des exploitations intégrées	62,5 %	75,0 %	75,0 %
Nombre d'exploitations coût-efficaces (classe 1)	6	4	0
% des exploitations intégrées	75 %	100 %	0 %
Nombre d'exploitations voisines	5	0	3
% des exploitations intégrées	62,5 %	0 %	75,0 %

Les valeurs affichées ci-dessus montrent que le coût global du programme de dépollution va du simple au double suivant si l'on opte pour l'intégration des exploitations les plus coût-efficaces (scénario 2) ou si l'on favorise l'intégration d'exploitations proches géographiquement (scénario 3). Avec le scénario 1, le coût global de la politique est intermédiaire entre ces deux valeurs. Par contre, le nombre d'exploitations intégrées étant nettement supérieur aux deux autres scénarios, le coût par exploitation est le plus faible (210 474 F).

La mise en place du scénario 2 est d'un point de vue strictement économique la meilleure des solutions : le coût de dépollution par Kg d'azote réduit est le plus faible (53 F/Kg), les exploitations intégrées sont toutes coût-efficaces et 75 % d'entre elles sont classées comme polluantes. Cependant, aucune de ces exploitations n'est proche géographiquement l'une de l'autre. En d'autres termes, axer un programme de dépollution sur ces exploitations reviendrait à

"diluer" les effets positifs du programme, puisque l'amélioration de la qualité de l'environnement d'un site n'est envisageable qu'à la condition qu'une majorité d'exploitations présente sur ce site réduise leurs pollutions. Il convient de noter que cette remarque a été soulevée par la commission d'évaluation du PMPOA, pour lequel on avait initialement fait le choix de n'intégrer que les exploitations les plus grosses, souvent dispersées géographiquement.

La prise en compte de la distance entre exploitations est en effet un paramètre majeur d'impact sur la qualité de l'environnement ; l'efficacité environnementale d'une politique étant accrue si elle s'applique dans des zones de concentration d'activités agricoles (où la distance entre exploitations est minimum). Par conséquent, l'application du scénario 3 devrait permettre d'obtenir un impact environnemental plus important que celle du scénario 2.

Les résultats présentés ci-dessus montrent qu'en définitive, si l'objectif premier d'un programme de dépollution est bien d'améliorer l'état de l'environnement, le coût de la réduction des pollutions devrait être plus important que celui proposé par la solution économiquement efficace. Il est probable que la mise en place de tels programmes ne puisse être économiquement envisageable à grande échelle (niveau national par exemple), mais la réalisation d'actions coordonnées sur des sites particulièrement fragilisés pourrait s'avérer adéquate. Ce point constitue d'ailleurs un argument dans la révision du PMPOA qui propose de créer des "zones prioritaires d'action PMPOA", définies comme étant *"des zones vulnérables, à forte concentration d'élevages et pour lesquelles les enjeux de la protection des eaux sont forts"*.

2.2.2.2. Prise en compte des disparités entre type d'élevages

Nous avons vu que la mise en place d'une politique de dépollution qui tiendrait compte de l'ensemble de la population, sans distinguer les types de production, pouvait générer des pertes en bien-être importantes (§ 2.1.2.1 *variation du bien-être collectif*). D'autre part, nous avons établi que la valeur du coût fixe de dépollution constitue un critère d'efficacité économique déterminant, qui varie selon le type d'élevage. Aussi, l'application de politiques

de dépollution différenciées selon les types d'élevages pourrait être une alternative pertinente pour la minimisation des pertes constatées.

Le tableau 39 ci-dessous récapitule les valeurs moyennes des coûts de dépollution et des niveaux initiaux de pollution par type d'élevages.

Les élevages de type porcins apparaissent comme étant les mieux adaptés à la mise aux normes des exploitations, telle qu'elle est prévue dans le PMPOA, puisque le coût fixe de dépollution lié à la construction des ouvrages de stockage des effluents est le plus faible, alors que le niveau moyen de pollution initiale est élevé.

Au contraire, les élevages de type bovin lait sont peu coût-efficaces ; le niveau moyen de pollution initiale est en effet faible (3 449 Kg) alors que le coût de la construction des ouvrages de stockage reste très élevé (303 761 F.).

Tableau 39 : Coûts de dépollution et pollutions produites par les élevages

		Bovin viande	Bovin lait	Bovin-porcin	Porcin
Coût fixe de dépollution		210 368	303 761	264 175	88 855
Coût total de dépollution	Moyenne (écart type)	276 248 (61 185)	544 489 (143 236)	742 539 (397 306)	411 297 (321 728)
Pollution initiale	Moyenne (écart type)	3 202 (2 677)	3 449 (1 652)	5 700 (3 421)	7 985 (5 296)
Ratio coût-efficacité	Moyenne (écart type)	184 (127)	214 (54)	170 (24)	62 (11)

Par conséquent, l'application du même programme de dépollution pour les élevages de type bovin lait et les autres types d'élevages apparaît comme étant peu efficace.

Il pourrait être opportun d'envisager d'autres alternatives techniques pour la gestion de l'excédent azoté issu de tels élevages. Par exemple, lorsque l'excédent d'effluents est peu élevé, le recyclage rapide de cet excédent en tant que fumure pourrait être envisagé (épandage, ventes organisées, etc...). Pour des productions azotées plus importantes, on pourrait éventuellement suggérer la construction d'ouvrages de stockage moins importants (fosses ouvertes par exemple).

Il est toutefois délicat de proposer des alternatives techniques précises dans l'immédiat car la proposition doit reposer sur l'étude des caractéristiques techniques de ces élevages. Cette démarche est en effet plus du ressort des ingénieurs agronomes travaillant auprès d'instituts techniques d'appui à l'élevage (institut de l'élevage, chambre d'agriculture, etc...).

2.2.2.3. Le zonage comme outil de gestion des pollutions diffuses

Contrairement aux premiers textes de loi qui visaient à mettre en place une protection zonale de sites présentant un intérêt écologique particulier (comme la loi de 1960 sur la création de parcs nationaux), l'application des mesures agri-environnementales, puis du PMPOA a eu pour ambition de généraliser à l'échelle nationale, des mesures types. Or à l'heure actuelle, on sait que la complexité de la relation entre l'émetteur (agriculture) et les récepteurs (ressources naturelles) font qu'il n'est pas raisonnablement envisageable de gérer les problèmes de pollutions de manière globale et à grande échelle. Cela tient aussi bien aux particularités écologiques de chaque site, qui interviennent dans la réponse de l'environnement suite à un excès de pollutions, qu'aux variations observées dans les pratiques agricoles elles-mêmes d'une zone à l'autre.

Avec l'introduction des contrats territoriaux d'exploitation, les programmes agri-environnementaux sont ramenés à l'échelle du territoire. Ces contrats font désormais *"référence à un ou plusieurs contrats types, chacun s'appliquant à un territoire"* (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 1999) et une attention particulière est donnée aux *"projets élaborés dans certains territoires sensibles, tels que la montagne, les zones péri-urbaines et les territoires présentant un fort enjeu en matière de protection de l'environnement et de la biodiversité"* (Ministère de l'agriculture et de la pêche, 1999). La révision du PMPOA et la création de "zones d'actions prioritaires PMPOA" vont également dans ce sens.

L'approche zonale de la protection de l'environnement est donc devenue d'actualité ; aujourd'hui, un effort particulier est demandé pour assurer la protection de sites remarquables, de par leur situation géographique

(proximité des nappes d'eau exploitées pour la consommation humaine par exemple) ou leurs qualités écologiques (zone tampon des marais).

Le zonage représente donc la solution privilégiée des "environnementalistes", dans le sens où elle apparaît comme étant acceptable et réaliste pour gérer les problèmes de pollutions. En effet, *"en présence de biens collectifs d'environnement qui sont, d'ordinaires, à la fois localisés et à usages multiples, [...] le zonage peut assurer leur durabilité et simultanément souligner leur valeur sociale"* (Thiebaut L., 1992 : 276).

Cependant, certains économistes soulignent les limites d'une approche zonale ; Pearce (1989) avance par exemple que *"le zonage peut être une cause d'inefficience, dans le sens où il ne permettrait pas à la valeur d'usage la plus élevée de se réaliser"*. Or, dans certains cas, le recours à un zonage s'impose. Samuelson (1983) précise, en effet, que *"le zonage est en général reconnu comme nécessaire pour des situations hors marché, en particulier en présence d'effets externes"*.

Les résultats de notre étude montrent que le coût-efficacité optimal d'une politique environnementale peut être moins intéressant si l'on cherche à minimiser la distance entre les exploitations intégrables, c'est à dire à favoriser l'application d'une politique dans des zones de concentration d'activités agricoles (scénario 3).

En d'autres termes, la gestion zonale des problèmes d'environnement ne représente pas la solution la plus efficace d'un point de vue strictement économique, alors qu'elle semble être une solution appropriée pour gérer les problèmes de pollution diffuses. Comme nous l'avons préalablement établi, si l'objectif premier d'un programme de dépollution est d'opter pour la solution la plus efficace d'un point de vue environnemental, le coût de la réduction des pollutions devrait être plus important que celui proposé par la solution économiquement efficace.

CHAPITRE III

Apports, limites et perspectives

L'objet de ce chapitre est de présenter les apports et limites associés à notre démarche, ainsi que les perspectives exploitables. Plus précisément, il s'agit de montrer en quoi notre démarche constitue une approche à la fois originale et fonctionnelle pour l'évaluation *ex-ante* des politiques d'environnement ; les limites de l'étude étant relatives à la fois, aux calculs effectués (faiblesse des coefficients de détermination, nature des fonctions de coût et taille de l'échantillon) et à la collecte des données (absence de données économiques concernant le producteur et coût d'acquisition de l'information).

Les quelques pistes de réflexion que nous présentons en dernier lieu, doivent permettre d'améliorer la pertinence et l'intérêt de notre démarche (comme la spatialisation des exploitations grandeur nature, la prise en compte des systèmes de production plus que des types d'élevage et l'intégration de données micro-économiques concernant le producteur).

3.1. Intérêts de la démarche développée

3.1.1. Positionnement de la réflexion du côté du décideur public

Usuellement, les démarches d'évaluation des politiques environnementales portent sur la mesure de l'efficacité économique des politiques, c'est à dire sur la mesure de la variation du bien-être social liée à la mise en œuvre d'un ou plusieurs instruments économiques (subvention, taxe, quota). Cette estimation est la plus souvent réalisée à partir des fonctions de coût ou de productions des producteurs (ou agents cibles de la politique). L'impact économique de la politique est donc apprécié à partir de la variation du surplus du producteur quand la politique se centre sur les producteurs "bénéficiaires" de la politique, ou encore à partir de la variation du surplus collectif lorsqu'il s'agit de mesurer l'ensemble des effets produits sur les producteurs et consommateurs.

Les études réalisées autour de ce thème sont extrêmement nombreuses. A titre d'exemple, on peut notamment citer les travaux de Shortle J.S. et Dunn J.W. (*AJAE*, 1986) ou de Lee D.J. et Howitt R.E. (*AJAE*, 1996) concernant l'efficacité économique des politiques de protection des eaux. Un certain nombre d'études proches de cette problématique peuvent également être citées comme celles de Antle J. et Just R.E. sur l'analyse des interactions entre politiques agricoles et environnementales (*Journal of environmental quality*, 1992), de Cooper J.C. et Keim R.W. sur l'effet de subventions destinées à modifier les pratiques agricoles (*AJAE*, 1996) ou de Lewandrowski J., Tobey J., Cook Z. sur l'analyse des effets des politiques agricoles sur l'environnement (*Land economics*, 1997).

La principale limite soulignée par la plupart des auteurs dans l'application de ce type d'approche est relative au manque de données individuelles. En effet, les différentes approches proposées relèvent de la micro-économie et exigent de pouvoir disposer de données détaillées sur les pratiques agricoles, les niveaux de production, les ressources naturelles utilisées et l'ensemble des inputs entrant dans le processus de production, etc..., afin de reconstituer les fonctions de profits des producteurs.

Or, généralement, ces données ne sont pas toutes directement disponibles, à moins d'effectuer des enquêtes de terrain pour constituer une base de données propre à l'étude en question. Cette démarche est cependant rarement envisagée, vu le coût d'acquisition de l'information.

Aussi, les démarches d'évaluation d'une politique à partir des fonctions de coûts privés sont généralement confrontées aux problèmes d'asymétrie d'information, existants sur les actions des individus (aléa moral) ou sur les caractéristiques d'un bien ou d'un agent (autosélection). Il convient alors de souligner que la méconnaissance de ces paramètres génère des incertitudes aussi bien sur les coûts que sur les bénéfices des producteurs et de la politique elle-même.

L'intérêt de notre démarche réside dans le fait qu'il est possible de reconstituer le coût d'une politique sans disposer nécessairement de données micro-économiques très détaillées concernant la fonction de coûts ou de production

du producteur. En effet, les données disponibles concernant le PMPOA recensent les coûts d'investissements des bâtiments, les niveaux de production et l'état général de chaque exploitation éligible. Il est ainsi possible d'estimer le coût unitaire de dépollution puis, en les agrégeant, le coût total de la politique.

D'autre part, nous disposons par cette démarche du coût global de la politique. En effet, certaines études estiment le coût d'une politique à partir des pertes agrégées de production agricole. Or, le véritable coût de la politique peut parfois aller au delà de cette estimation. Il convient en effet de tenir compte en plus des coûts privés, de coûts publics liés à la mise en œuvre de la politique. Par conséquent, en se plaçant du côté du décideur, notre approche permet à celui-ci de disposer d'une information complète sur le coût de la politique. Ce dernier est alors à même de décider quelle part des coûts pourrait être subventionnée, tout en maîtrisant son propre budget.

Il convient bien entendu de souligner que par notre approche, nous ne sommes plus en mesure d'estimer la part des coûts que les agriculteurs peuvent supportés. Le problème de l'acceptabilité économique de la politique est tout aussi primordial, mais il ne peut être éclairé qu'à partir d'une étude détaillée micro-économique des exploitations agricoles. En ce sens, les approches sont complémentaires.

3.1.2. Outil d'aide à la décision pour les évaluations *ex-ante*

L'un des objectifs de l'évaluation économique est de vérifier la rentabilité des politiques publiques. Dans le cadre d'une approche coût-efficacité, cette évaluation doit permettre au décideur de confronter les coûts générés par l'application de la politique aux résultats obtenus.

Dans cette optique, le législateur a à sa disposition deux options : l'évaluation *ex-post* et l'évaluation *ex-ante*. Cependant, l'intérêt et l'utilité de ces deux types d'évaluations diffèrent : si l'évaluation *ex-ante* doit permettre dès le départ d'effectuer les choix "les plus judicieux", l'objectif d'une évaluation *ex-*

post est de réajuster la politique en cours, si les pouvoirs publics ont choisi de la reconduire, ou simplement de justifier *a posteriori* les dépenses réalisées. Théoriquement, le décideur devrait préférer disposer d'une information pertinente avant même la mise en place de la politique, afin de chercher à minimiser le risque de "gaspillage". Or, réaliser une évaluation économique des politiques *ex-ante* implique non seulement, de disposer d'un grand nombre d'informations, mais surtout, d'être en mesure de déceler les indicateurs les plus pertinents pour cette évaluation, ce qui n'est pas toujours envisageable. De fait, il est souvent plus aisé de mettre en place des évaluations *ex-post*, qu'*ex-ante*.

Pour notre étude, la base de données constituée pour l'application du PMPOA, nous a permis de mettre en place l'évaluation *ex-ante* d'éventuelles futures politiques d'environnement. Il convient, à ce titre, de préciser que la pertinence des résultats d'évaluation est corrélé à la nature des données disponibles. Par exemple, certains paramètres utilisés dans le calcul de l'efficacité environnementale (comme les coefficients de pollutions $\alpha_{i_{\min}}$ et $\alpha_{i_{\max}}$) ont été initialement définis à dire d'experts, à partir d'un diagnostic d'exploitation, et sont relatifs à la mise aux normes des exploitations d'élevage, telle qu'elle est prévue dans le PMPOA. A ce titre, la réappropriation de ces paramètres dans le cadre d'une évaluation *ex-ante* impose un cadre de référence pour l'application de politiques, susceptibles d'être proposées à l'issue de ce travail. La nature des données disponibles conditionne donc l'évaluation *ex-ante*, ce qui en soi, peut être soumis à discussions.

Au delà de ces aspects, il convient de reconnaître de l'utilité pour le législateur, à disposer de ce genre d'approche. En effet, la réalisation d'une évaluation *ex-ante* permet de définir les paramètres les plus pertinents pour la mise en place de politiques d'environnement (comme la situation géographique des exploitations, l'état des bâtiments, le type d'élevage et la taille de l'élevage), et de tester la modification de variables principales (critères d'éligibilité des exploitations) sur le coût-efficacité des politiques. A ce titre, la

création de programmes d'optimisation pour les évaluations *ex-ante* constitue un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics.

3.2. Limites de la démarche employée

3.2.1. Les limites associées aux calculs effectués

3.2.1.1. Faiblesse des coefficients de détermination

Comme nous l'avons vu, les coefficients de détermination des fonctions de coût de dépollution par type d'élevage sont relativement faibles. Aussi, se pose le problème de la significativité de la fonction de coût choisie. Rappelons cependant, que nous ne disposons pas de références statistiques concernant notre thème d'étude, et que si la significativité des fonctions de coût reste discutable, elle ne peut être pour autant en l'état infirmée.

De tous les types de fonctions testés, la fonction de type exponentiel permet sur l'échantillon initial de 90 exploitations, d'obtenir les coefficients de détermination les plus élevés (voir tableau 25).

Il convient pourtant de souligner que les écarts constatés avec la fonction de type puissance sont extrêmement faibles. Or, le choix d'une fonction de forme puissance aurait modifié nos conclusions, notamment celles concernant le scénario 1, puisque la fonction est continue. En effet, avec une fonction de type $C_i = a_i \cdot E_i^{b_i}$, le coût de dépollution est nul quand la dépollution est nulle. Les implications liées à la présence d'un coût fixe de dépollution dans la fonction de coût n'interviennent alors plus, ce qui aurait simplifié grandement les résultats et l'analyse.

Cependant, il nous est apparu important d'introduire dans la fonction ce paramètre puisque, comme nous l'avons vu, le coût de la construction des ouvrages de stockages représente bien un coût fixe de dépollution pour les pollutions diffuses potentiellement produites par les exploitations agricoles.

3.2.1.2. Affinage des fonctions de coût de dépollution

L'autre aspect discutable de notre démarche est relatif aux limites de l'outil de calcul utilisé pour la construction des fonctions de coût. En effet, le choix des fonctions de coût s'est fait à partir des fonctions types proposées par le tableur d'Excel (linéaire, logarithmique, puissance, exponentiel, polynomiale). Or, l'utilisation de ces fonctions types ne permet plus d'introduire certaines caractéristiques que l'on aurait pu donner à la fonction de coût, afin de la rendre plus réaliste.

L'utilisation de logiciels de calcul peut être plus performants devrait permettre de complexifier les fonctions de coûts de dépollution, et par la même d'augmenter les coefficients de détermination des fonctions.

3.2.1.3. Introduction de variables binaires et réduction de l'échantillon

Enfin, nous avons vu que l'introduction d'une variable binaire dans les programmes d'optimisation (scénarios 2 et 3) ne nous a pas permis de travailler sur l'échantillon initial de 90 exploitations ; la taille de la mémoire de l'ordinateur⁸⁸ utilisé a limité l'exécution des programmes sur un échantillon de 16 exploitations.

Bien que pour chaque échantillonnage préalable, nous avons pris la peine de continger l'échantillon (*voir partie 2, § 2.2.2.1. contingentement des effectifs de la population initiale*), afin de conserver au mieux l'ensemble des caractéristiques de la population de départ, nous n'avons pu adopter la même démarche pour le sous échantillon final de 16 exploitations. En effet, dans la population initiale (90 exploitations), les élevages bovins sont largement représentés (41,5 %), alors que les élevages porcins représentent une part plus faible de la population totale (24 %).

A partir des 16 exploitations, nous ne pouvions conserver ce ratio, sous peine de faire disparaître la classe d'élevage des porcins, identifiée comme étant très

⁸⁸ Pentium III, à 64,4 Mo de RAM.

coût-efficace. Nous avons donc opté pour conserver le même nombre d'exploitations par type d'élevage, afin d'être en mesure de discuter des écarts obtenus entre un type d'élevage très coût-efficace (porcin) à un type d'élevage très peu coût-efficace (bovin lait).

Il convient alors de souligner que les résultats concernant le coût-efficacité global de la politique (tout type d'élevage confondu) auraient été modifiés, si l'on avait conservé les types d'élevages dans les mêmes proportions que ceux de la population initiale ; la plus grande proportion d'élevages de type bovins lait devrait probablement abaisser la rentabilité globale de l'investissement.

3.2.2 Les limites associées à la collecte des données

3.2.2.1 Absence de données économiques concernant le producteur

Les données sources à partir desquelles l'analyse a pu être menée proviennent des DEXEL et contrats individuels passés entre l'agriculteur et l'Etat. Ces documents sont voués exclusivement à la réalisation du diagnostic de l'exploitation (état des bâtiments et taille de l'élevage), afin d'établir un devis du montant des travaux de la mise aux normes de l'exploitation.

Le nombre d'informations techniques contenues dans ces documents est très important; comme nous l'avons déjà indiqué, elles renseignent essentiellement sur l'état de tous les bâtiments et postes de travail présents sur chaque exploitation, le type et la taille des élevages.

Par contre, les données économiques concernant les productions de l'exploitant ne sont pas recensées. Par conséquent, il ne nous a pas été possible de reconstituer les fonctions de coût ou de production des exploitations, ni de poursuivre l'analyse sur la mesure du surplus des producteurs. Cette démarche nous aurait notamment permis de mieux cerner les contraintes économiques du producteur et de développer une réflexion à partir d'un modèle Principal-agent.

On peut ainsi regretter qu'un travail d'enquêtes sur le terrain n'ait pu être envisagé au cours de la thèse pour des questions de calendrier de travail, mais surtout d'autorisations (problème de confidentialité des dossiers).

3.2.2.2 Coût d'acquisition de l'information

Il convient enfin d'aborder la question du coût d'acquisition des données. En effet, les applications empiriques dépendent très souvent de la nature des données disponibles. Or, quand celles-ci n'existent pas, le coût de la production de données constitue dans un certain nombre de cas, un facteur limitant les recherches.

Théoriquement, l'investissement dans une information de qualité devrait être rapproché des gains qu'amèneraient un projet s'il était conduit à partir de données individuelles précises. Or, dans la réalité, ce raisonnement n'a pas toujours lieu. En effet, la préférence pour le présent implique que les recettes (espérées) de demain ne suffisent pas toujours à faire prendre le risque d'une dépense aujourd'hui.

A ce titre, la généralisation à d'autres domaines d'activités, de la démarche que nous avons développée, peut se heurter au coût d'acquisition de l'information.

A titre d'information, le coût de la réalisation du diagnostic d'exploitation (DEXEL) dans le cadre du PMPOA s'élève à 6000 F par exploitation, soit plus de 12 millions de Francs pour la seule région Aquitaine, ce qui est loin d'être négligeable. Il n'est pas certain que les pouvoirs publics consentent à une dépense équivalente, si elle est nécessaire, pour la réalisation d'une évaluation *ex-ante* dans un autre domaine. Par conséquent, l'application de notre démarche pour d'autres études sur le coût-efficacité des politiques, ne pourra pas toujours être systématisée car elle impose dans certains cas, une évaluation du coût-bénéfice lié à l'acquisition de l'information.

3.3 Les perspectives exploitables

3.3.1. Spatialisation des résultats grandeur nature

Pour intégrer la notion de distances entre les exploitations (scénario 3), nous avons recréé de manière fictive un plan de répartition des exploitations, en prenant soin d'isoler certaines exploitations et d'en regrouper d'autres. La répartition des exploitations a été faite de manière aléatoire.

L'intégration des coordonnées Lambert de chaque exploitation dans les programmes d'optimisation est non seulement facilement envisageable, mais en plus permettrait d'enrichir grandement les résultats obtenus. D'une part, les solutions du modèle seraient plus réalistes. D'autre part, des contraintes supplémentaires pourraient être insérées dans les programmes d'optimisation, telles que la proximité des exploitations aux points de captage d'eau, aux bassins versants, ou encore aux zones particulièrement fragilisées comme les zones vulnérables aux nitrates.

Dans ce cas, l'outil créé deviendrait alors un véritable outil d'aide à la décision pour les gestionnaires.

3.3.2. Intégration des systèmes de production agricole dans les programmes de dépollution

Les classes d'exploitations telles qu'elles ont été constituées restent sommaires. En effet, il conviendrait de tenir compte de manière plus détaillée du système de production des exploitations. Par exemple, pour un même nombre d'UGBN, il est loin d'être neutre, en terme d'émissions polluantes, de conduire des élevages hors sol ou pâturants. Dans le premier cas, la gestion des pollutions diffuses passe essentiellement par la construction d'un ouvrage de stockage adapté et l'application d'un plan d'épandage. Dans le second cas, il sera en plus nécessaire de gérer le temps de pâture du bétail et le chargement à l'hectare.

La prise en compte des UGBN maîtrisables pour nos calculs permet de ne considérer que l'effectif présent dans les bâtiments au cours de l'année d'exercice, et donc de comparer ce qui est comparable. Cependant, les résultats devraient être modifiés si les chargements à l'hectare (non pris en compte dans les UGBN maîtrisables) étaient supérieurs à la capacité d'épuration de la parcelle.

De manière générale, les systèmes de production utilisés par les exploitants agricoles offrent des options pour l'épuration et l'épandage des effluents très différentes. La prise en compte de l'association de productions végétales aux productions animales est un paramètre important, notamment pour proposer des solutions réalistes et compatibles avec les contraintes techniques et économiques des producteurs.

En effet, le coût d'abattement de la pollution dépend des systèmes de production choisis ; comme conclu Mollard A. et Al (1998), *"l'abattement est économiquement plus efficace sur les systèmes de culture et sur les hectares les plus polluants"*. C'est pourquoi, les programmes de réduction des émissions polluantes devraient mieux prendre en compte l'hétérogénéité des situations dans laquelle se trouvent les exploitations agricoles.

3.3.3. Construction d'un modèle Principal-Agent

Dans la démarche que nous avons développée, le cadre de réflexion est celui du décideur, et ne prévoit pas d'intégrer les données micro-économiques des producteurs. A ce titre, il pourrait être intéressant de compléter notre démarche par la construction d'un modèle Principal-Agent.

Théoriquement, la prise en compte des contraintes économiques individuelles des exploitants doit permettre d'accroître l'efficacité économique des politiques d'environnement. En effet, à partir de l'estimation du surplus du producteur, le décideur pourrait envisager l'application efficace d'instruments économiques (taxes, normes, etc...). En d'autres termes, le développement d'un modèle Principal-Agent devrait faciliter l'application de mesures individuelles, via l'application d'un taux de taxe (ou de subvention) personnalisé, relatif aux émissions produites individuellement.

Par contre, l'application d'une telle démarche se heurte à un problème d'aléas moral, puisqu'un certain nombre d'agriculteurs devrait se montrer réticent à divulguer une information privée : s'il s'agit d'accorder une subvention individuelle, l'exploitant aura tout intérêt à augmenter les coûts auxquels il est réellement confronté ; s'il s'agit de mettre en place un système de taxes individuelles, l'exploitant devrait être tenté de déclarer une pollution moindre que celle véritablement produite.

Or, l'incitation à révéler cette information privée dépend des instruments économiques employés, et diffère notamment s'il s'agit d'intervenir sur les équipements de dépollution ou directement sur les émissions polluantes produites.

S'il s'agit de verser une subvention pour les équipements de dépollution, le risque de fraude ne devrait pas être plus important que celui existant dans de nombreux autres projets publics d'octroi de subventions.

Par contre, la mise en place d'une taxe (ou d'une subvention) sur les émissions polluantes implique des coûts de contrôle plus importants puisqu'il s'agirait de vérifier l'adéquation de pratiques agricoles individuelles (pratiques d'épandage, chargement à l'hectare, etc...). A ce titre, l'option prise notamment dans le cadre du PMPOA, pour mettre en place une taxe à partir d'indicateurs de production (mesurant les entrées-sorties de la quantité d'azote sur l'exploitation), constitue une solution de moindre mal

En définitive, un certain nombre de travaux a permis d'établir que pour inciter les pollueurs à révéler leur information, il convenait de combiner redevance et subvention (Spulber, 1988, Laffont, 1994...). Le pollueur devrait alors choisir une combinaison de niveau d'investissement engagé et de subvention perçue parmi plusieurs proposées dans un menu de contrat. Selon Thomas (1994, 1995), un tel système existe en France pour les pollutions d'origine industrielle, et permet d'aboutir à une politique environnementale performante.

CONCLUSION DE LA 3EME PARTIE

Notre approche a permis de développer un outil d'aide à la décision pour déterminer le coût-efficacité des politiques de protection de l'environnement.

D'un point de vue théorique, nous avons montré que lorsque la fonction de coût est exponentielle et lorsque l'objectif du programme est d'intégrer dans la politique le maximum d'exploitations⁸⁹ (scénario 1), il n'est pas toujours neutre de minimiser les coûts de la politique ou de maximiser le niveau global de dépollution. Il existe en effet des cas où la maximisation de la dépollution permet, pour un même budget, d'atteindre un niveau de dépollution supérieur à la minimisation des coûts. Comme nous l'avons vu, cela s'explique par la présence de coûts fixes de dépollution, qui crée des discontinuités dans les réponses optimales des programmes.

Il convient donc de souligner que, dans la mesure où le budget à allouer à une politique est préalablement fixé, il est plus intéressant au niveau collectif, de chercher à maximiser le niveau de dépollution global plutôt que de chercher à minimiser le coût de cette politique.

D'autre part, nous avons vu que les résultats obtenus sont sensibles aux modalités retenues pour l'intégration des exploitations agricoles dans la politique en question. D'un point de vue strictement économique, le coût-efficacité de la mise aux normes des exploitations peut être optimisé si elle ne s'applique qu'aux exploitations les plus coût-efficaces. Or, si l'on souhaite s'assurer d'un impact significatif sur l'environnement, il convient de tenir compte de la répartition géographique des exploitations à intégrer dans la politique.

L'application d'une politique environnementale doit au préalable reposer sur une analyse à la fois spatiale et systémique. L'amélioration de la qualité de l'environnement est, en effet, liée à l'adéquation des mesures prises au contexte des sites à protéger. Si aujourd'hui, il existe un consensus pour reconnaître que le secteur agricole dans son ensemble, se doit de modifier

⁸⁹ Les exploitations participent à la solution optimale tant que celles-ci n'ont pas atteint leur borne maximum de rejets polluants (soit, leur coût minimum de dépollution).

certaines pratiques en vue de limiter les nuisances occasionnées à l'environnement, les enjeux des politiques environnementales ne peuvent se résumer à l'application de mesures globales et uniformes. L'efficacité des politiques environnementales passe par la prise en compte de l'hétérogénéité des situations, et notamment par une protection particulière de sites fragilisés (zones de concentration des activités agricoles, à intérêt écologique, ou représentant un enjeu particulier pour la consommation humaine, comme certaines nappes d'eau souterraines).

Dans le cadre de notre travail, la présentation de l'option susceptible d'être la plus efficace d'un point de vue environnemental (scénario 3), est pondérée par deux coefficients Ω et Γ . Nous avons choisi de fixer les valeurs des paramètres Ω et Γ , de telle manière que les premières solutions permettant de révéler le critère d'efficacité physique apparaissent (c'est à dire, de présenter les premières solutions différant du scénario 2). Une prise en compte plus importante de la répartition des exploitations (facteur d'efficacité physique), en augmentant la valeur du paramètre Γ , nous éloignerait un peu plus des solutions proposées par l'option la plus efficace d'un point de vue économique (scénario 2). Aussi, il pourrait être pertinent de présenter le gradient existant de solutions, "des plus efficaces économiquement" aux "plus efficaces d'un point de vue environnemental", afin d'être en mesure d'estimer chaque fois la perte en bien-être générée par des solutions de plus en plus efficaces d'un point de vue environnemental.

Enfin, il convient de rappeler que l'efficacité d'une politique environnementale passe, avant tout, par le consentement des agriculteurs. Il existe en effet un certain nombre de paramètres déterminant l'efficacité d'une politique, relatifs aux pratiques agricoles individuelles mises en œuvre, que le législateur ne peut connaître. L'amélioration effective de la qualité de l'environnement dépend donc d'une adhésion générale des agriculteurs, pour mettre en œuvre des pratiques plus respectueuses de l'environnement.

Or, cette adhésion n'est pas uniquement tributaire de la bonne volonté des agriculteurs, mais dépend également d'un ensemble de contraintes technico-économiques qui pèse sur l'exploitation. En ce sens, l'efficacité des politiques d'environnement dépend autant de la prise en considération des contraintes

micro-économiques des producteurs, que de la pertinence des critères d'éligibilité des exploitations choisis. La réalisation d'un modèle Principal-Agent, à partir des fonctions de production des producteurs, constituerait un apport permettant d'intégrer l'ensemble de ces points et par conséquent d'améliorer l'efficacité économique et physique des politiques environnementales.

CONCLUSION GENERALE

Notre démarche repose sur un constat d'échec du PMPOA. Le rapport d'évaluation de la politique met en effet en avant un gaspillage d'argent public et conteste l'efficacité environnementale de la politique, telle qu'elle a été initialement envisagée. En d'autres termes, la mission d'évaluation remet en cause l'intérêt même d'une telle politique, à partir du bilan négatif concernant le coût-efficacité de la politique.

Pourtant, les arguments développés dans ce rapport ne permettent pas de remettre totalement en cause la légitimité d'une telle politique. La dérive financière du programme repose plus sur des erreurs d'estimation faites au départ par les gestionnaires du programme (concernant le nombre d'exploitations intégrables, la taille des élevages, le taux d'intégration effectif et le coût moyen des travaux éligibles), que sur l'inadéquation de la mise aux normes des exploitations, pour limiter les pollutions d'origine animale. Quant à l'impact présumé de la politique sur l'environnement, il nous semble qu'il est peut être encore un peu tôt pour conclure à son inefficacité, notamment à partir de la teneur en azote des eaux. Nous avons en effet souligné le fait qu'il est essentiel de tenir compte des délais de transfert, parfois importants, entre l'émission polluante et la pollution effective de l'environnement.

En définitive, l'efficacité environnementale de la politique n'est assurée qu'à la condition que l'ensemble des agriculteurs adopte des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. En effet, si les chargements en bétail à l'hectare et les pratiques d'épandage, telles qu'elles sont décrites dans leur cahier des charges, ne sont pas respectés, l'impact de la politique sur la qualité de l'environnement sera nul, voire négatif dans le pire des cas.

Pour notre étude, nous sommes partie du postulat que ces pratiques étaient correctement respectées et avons tenté de mettre en évidence le fait que les critères d'éligibilité des exploitations agricoles dans une politique environnementale, constituaient un facteur déterminant de réussite des politiques environnementales, en terme de coût et d'efficacité physique.

Les scénarios présentés tiennent compte de différentes revendications actuellement identifiées : selon les cas, l'accent est mis sur l'efficacité physique de la politique (scénario 3), l'efficacité économique (scénario 2), ou encore l'équité de la politique (scénario 1). La confrontation des résultats obtenus permet alors de discuter les avantages et inconvénients de

différentes logiques de fond pour la mise en place de politiques d'environnement.

Comme nous l'avons établi, une politique est économiquement efficace quand seules les exploitations les plus coût-efficaces sont intégrées dans la politique en question (scénario 2). En outre, cette solution, en minimisant le nombre d'exploitations intégrables dans une politique, présente l'avantage de minimiser les coûts de contrôle éventuels. Or, d'un point de vue de l'efficacité environnementale, cette approche ne représente pas la meilleure des solutions. D'une part, nous avons montré que les exploitations les plus polluantes ne sont pas forcément les plus coût-efficaces. Par conséquent, le fait de concentrer une politique sur ces dernières revient à exclure des exploitations plus polluantes, ce qui pose un problème d'équité et 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. En effet, 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, est compatible avec cette notion d'une gestion spatiale des problèmes de pollutions agricoles. Par contre, nous avons également souligné que cette démarche est 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 de la recherche de l'efficacité économique (type scénario 3) représente une alternative intéressante d'un point de vue économique et écologique.

Ces résultats nous permettent de nuancer certaines des conclusions avancées dans le rapport d'évaluation du PMPOA. S'il est vrai que la généralisation d'un programme à l'ensemble des exploitations représente la démarche la plus coûteuse, elle doit permettre d'améliorer les performances environnementales d'une politique d'environnement. La référence au faible nombre d'UGB des exploitations les plus petites n'est pas toujours un

argument suffisant pour rejeter l'idée d'un gain environnemental notable, si elles devenaient toutes éligibles à la politique à mettre en place. Nos conclusions rejoignent cependant l'argument avancé dans ce même rapport, de mener des actions coordonnées à tous les élevages, dans certaines zones particulièrement sensibles à la pollution azotée.

L'approche zonale de la protection de l'environnement semble particulièrement adaptée à la gestion de pollutions diffuses. Elle permet non seulement d'inclure toutes les sources de pollutions sur un site donné, mais permet en outre, de tenir compte de situations écologiques remarquables. D'une manière générale, les enjeux des politiques environnementales ne peuvent se résumer à l'application de mesures globales et uniformes. L'amélioration de l'efficacité environnementale des politiques passe par la prise en compte de l'hétérogénéité des situations, aussi bien vis à vis des caractéristiques écologiques des sites à protéger, que des caractéristiques des systèmes de production.

Par exemple, la prise en compte des caractéristiques des différents types d'élevages constitue un moyen d'améliorer le coût-efficacité des politiques de protection de l'environnement. Pour les élevages, comme les bovins lait, dont le niveau de pollution initiale est peu élevé alors que le coût fixe de dépollution est lui important, il semble plus opportun d'adapter une mise aux normes des exploitations moins lourde que pour les autres types d'élevages.

D'un point de vue méthodologique, notre démarche permet de développer un outil pour les évaluations *ex-ante*, qui donne au législateur la possibilité d'anticiper le coût-efficacité d'une politique environnementale. Comme nous l'avons préalablement souligné, la démarche est intéressante dans le sens où l'on peut contourner les problèmes d'asymétrie d'information concernant les pollutions individuelles et le coût marginal privé de dépollution.

L'approche coût-efficacité s'avère en effet particulièrement adaptée lorsque ce genre d'informations n'est pas disponible : *"quand le législateur ne peut utiliser l'information économique pour mettre en place des réglementations, le choix se fait pour la réglementation qui permet d'atteindre son objectif à moindre coût..."* (Environmental Protection Agency, 2000).

Cependant, même si l'on convient du caractère fonctionnel de la méthode, l'approche coût-efficacité mérite d'être toutefois utilisée avec précaution. En effet, la règle du coût minimum est généralement présentée comme étant équivalente à celle de la maximisation de l'efficacité : "...réciproquement [à un choix de moindre coût], *pour un coût donné, il convient de choisir l'alternative qui a la plus grande efficacité*" (Environmental Protection Agency, 2000). Or, nous avons montré que si la réciprocité du raisonnement était a priori légitime, elle ne conduisait pas toujours à l'équivalence des résultats. En effet, la minimisation des coûts et la maximisation de l'efficacité ne sont pas toujours neutres lorsque la fonction objective/la contrainte principale est exponentielle. Nous avons, en effet, établi que la maximisation de l'efficacité (ou de la dépollution) permet, dans certains cas, d'obtenir des solutions optimales collectivement plus coût-efficaces que la minimisation des coûts de dépollution (scénario 1).

D'un autre côté, la généralisation d'une évaluation *ex-ante* du coût-efficacité pose deux types de problèmes ; l'un est relatif à l'utilisation de l'outil, l'autre, à ses implications pratiques. La création d'un outil d'aide à la décision n'a d'intérêt que s'il est facilement utilisable pour la mise en place, dans le futur, d'autres politiques environnementales. Cela implique, par conséquent, que les données nécessaires à ces évaluations soient disponibles, ou puissent être produites à moindre coût, ce qui n'est pas toujours réaliste. En effet, vu le coût d'acquisition de l'information pour l'application du PMPOA (6000 F. par exploitation), il se peut que ce coût constitue une limite à l'utilisation du type d'outil développé. Cet aspect pose alors le problème du coût-bénéfice lié à l'acquisition des informations, qui mérite en soi, dans certains cas, une évaluation préalable.

D'autre part, et comme nous venons de le voir, la non équivalence des programmes de maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire, et de minimisation des coûts sous contraintes d'un niveau de dépollution, rend l'outil et ses interprétations parfois complexes. Il est probable que cette complexité ne soit pas toujours compatible avec une prise de décision rapide.

En ce qui concerne les implications pratiques, il est important de souligner que la généralisation d'un outil d'aide à la décision tel qu'il est développé ici, n'est

pas compatible avec une démarche d'adhésion volontaire des agriculteurs. Le coût-efficacité optimal de la politique est en effet dépendant de l'élection d'exploitations cibles identifiées. L'utilisation de cet outil n'est alors envisageable que dans le cadre de mesures obligatoires, ce qui remet en question le principe de gouvernance, c'est à dire le principe de décision collective. Il existe aujourd'hui, un consensus pour reconnaître l'utilité et l'efficacité de systèmes de négociations, où la concertation entre acteurs permet de mieux tenir compte de spécificités locales. D'autre part, la concertation permet de minimiser les risques d'évitement ou de fraude. Comme le souligne Oudin J. (2000), *"l'élaboration d'une nouvelle politique de l'eau, aspirant à reconquérir les milieux aquatiques et maîtriser les pollutions d'origine agricole, ne saurait être imposée autoritairement aux usagers, mais doit reposer sur une concertation approfondie, et être nourrie d'échanges, de débats, de simulations techniques et financières. Les seules opérations couronnées de succès reposent sur des démarches volontaires, partenariales et contractuelles"*.

En ce sens, la démarche développée ici ne suffit pas en soi, pour mettre en place des politiques d'environnement coût-efficaces. Par contre, les résultats qu'elle permet d'obtenir peuvent aider le décideur à choisir les exploitations avec lesquelles une concertation peut être envisagée, pour l'application d'une politique environnementale. La mise en place d'un modèle Principal-Agent devrait aider à ce genre de réflexion, dans la mesure où ce type de modèle permet de tenir compte des contraintes micro-économiques des producteurs.

BIBLIOGRAPHIE

ADASEA des Landes, *Opération locale interdépartementale du bassin versant de la Leyre*, dossier de synthèse, Mars 1994.

Alexander R., English B., "Estimating costs of sediment damage with national level models", in *Evaluating natural resource use in agriculture*, 1990, pp. 203-215.

Amand-Madelin V., "La prise en compte de l'environnement dans les pratiques agricoles", in *Economie et statistiques* n°258-259, oct/novembre 1992, pp. 105-112.

Amigues J-P., Bonnieux F., Le Goffe P., Point P., *Valorisation des usages de l'eau*, INRA, Economica, 1995, 112 p.

Ansel J-C., Colombera P., Huet F., *Risque de pollution par les nitrates liés aux apports d'azote dans les PRA du Bassin Adour-Garonne*, Cemagref, novembre 1993, 83 p.

Antle J.M., Just R.E., " Conceptual and empirical foundations for agricultural-environmental policy analysis ", in *Journal of environmental quality*, Vol 21, n°3, july-september 1992, pp. 307-316.

Aronsson T., Johansson P.O., Löfgren K.G., *Welfare Measurement, Sustainability and Green National Accounting : A growth theoretical approach*, Cheltenham, UK-Brookfield, US, Edward Elgar, 1996, 175 p.

Assouline M., Lemiale L., "Théorie des externalités : les instruments des politiques de l'environnement", dans Schubert, K., Zagamé, P., *L'environnement. Une nouvelle dimension de l'analyse économique*, Vuibert, 1998, pp 9-82.

Auray J.P. et Al., *Encyclopédie d'économie spatiale : concepts, comportements, organisations*, Association de Science Régionale de Langue Française, Bibliothèque des sciences régionales, Economica, 427 p.

Babcock B.A. et Al., " The economics of a public fund for environmental amenities : a study of CRP contracts ", in *American Journal of agricultural economics*, Vol 78, n°4, Nov 1996, pp. 961-971.

Ballay D., "L'eau, facteur d'évolution des sociétés", in *Aménagement et Nature : réflexions et débats sur l'environnement*, n°130, septembre 1998, pp 5-8.

Barde J-P., Smith S., "Environnement : les instruments économiques sont ils efficaces ?", in *l'Observateur de l'OCDE*, n°204, février-mars 1997, pp 22-26.

Baumol W.J., Oates W.E., *The theory of environmental policy*, seconde édition, Cambridge University press, 1988, 299 p.

Bel F., Lacroix A., Le Roch C., Mollard A., *Agriculture, environnement et pollution de l'eau : une perspective économique*, Economie et sociologie rurales INRA, juillet 1995, 211 p.

Bel F., Lacroix A., Mollard A., *Les programmes de réduction des pollutions diffuses de l'eau entre équité et efficacité*, Journées Economie de l'environnement et des ressources naturelles, AFSE, working paper n°98-03, 11-12 mai 1998, 15 p.

Billaud J.P., " L'article 19 : une gestion agricole au nom de l'environnement ? ", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 137-147.

Bodiguel M., *Produire et préserver l'environnement*, Paris, l'Harmattan, 1990, 203 p.

Bonnieux F., Desaignes B., *Economie et politiques de l'environnement*, Précis DALLOZ, sciences économiques, 1998, 328 p.

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, 6 p.

Bonnieux F. ; Rainelli P., "Agricultural policy and environment in developed countries", in *European Review of Agricultural Economics*, n° 15, 1988, pp 263-281

Bonnieux F., Rainelli P., Vermesch D., "Estimating the supply of environmental benefits by agriculture : a French case study", in *Environmental and resource economics*, 1997, pp. 1-19.

Bridier M., Michailof S., *Guide pratique d'analyse de projets : évaluation et choix des projets d'investissements*, 4^{ème} édition, Economica, 1987, 302 p.

Bromley D.W., "The environmental implications of agriculture", *Agricultural and applied economics*, Staff paper series, University of Wisconsin-Madison, N° 401, october 1996, 28 p.

Bürgenmeier B., Harayama Y., Wallart N., *Théorie et pratique des taxes environnementales*, Economica, 1997, 335 p.

Byström O., Bromley D.W., "Contracting for non point source pollution abatement", *Agricultural economics*, Staff paper series, University of Wisconsin-Madison, N° 392, march 1996, 31 p.

Chambres d'Agriculture, *Les Fonds Structurels Communautaires : instruments de la politique de cohésion économique et sociale des régions d'Europe*, supplément au N°829, janvier 1995, 47 p.

Chauvel F., Truchon J., Turenne J., *L'article 19 et les mesures agri-environnementales : étude d'une mesure européenne, de son élaboration à son application - Cas des marais de l'Ouest*, ENGREF, Février 1994.

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

Coase R., "The problem of social cost", in *The Journal of Law and Economics* (traduction française : le problème du coût social, *Revue Française d'économie*, 1992), pp 153-193.

Coddington A., Opschoor H., Pearce D., "Limites de l'analyse des coûts-avantages appliquée aux programmes qui ont une incidence sur l'environnement", in *Problèmes d'économie de l'environnement*, OCDE 1972, pp. 135-140.

Code de la santé publique, DGS/VS4, Eaux destinées à la consommation humaine. Protection générale de la santé publique. Mesures sanitaires générales. Juin 1995.

Code Permanent Environnement et Nuisance, La pollution des eaux et le régime de l'eau, 15 février 1997, pp. 2423-2432.

Code Permanent Environnement et Nuisance, Les boues de station d'épuration, 15 février 1997, pp. 2464A-2468.

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, 1999, 17 p.

Disponible à : <http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRGAD/evaleco.html>.

Commissariat Général du Plan, Efficacité économique et intégration des effets environnementaux de l'activité agricole, Club d'experts en économie agricole internationale, 23-24 septembre 1991, 41 p.

Commissariat Général du Plan, Evaluation du dispositif des Agences de l'eau, La Documentation Française, 1997, 215 p.

Commission des Communautés Européennes, Agenda 2000. Pour une union plus forte et plus large, juillet 1997, pp. 10-39.

Common M.S., Norton T.W., " Biodiversity, Natural Resource Accounting and Ecological Monitoring ", in *Environmental Resource Economics*, Vol.4 N°1, February 1994, pp. 29-53.

Conseil scientifique de l'IFEN, Comptes économiques de l'environnement, N°7, Décembre 1996, 185 p.

Cooper J.C., Keim R.W., " Incentive payments to encourage farmer adoption of water quality protection practices ", in *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 78, n°1, Feb. 1996, pp. 54-64.

Coton T. P., *Evaluation des mesures agri-environnementales : mesure de la conversion des terres arables en herbages extensifs pour la protection des captages en Dordogne*, Cemagref, Juillet-Août 1995.

Cottet C., *Mise en place d'un dispositif d'évaluation des mesures agri-environnementales hors opérations locales en Aquitaine*, mémoire ENITA, Cemagref, Septembre 1996, 90 p.

Crowards T.M., " Natural Resource Accounting : a case study of Zimbabwe ", in *Environmental Resource Economics*, Vol. 7 N° 3, April 1996, pp. 213-241.

Dales J., *Pollution, Property and Prices*, University Press, Toronto, 1968.

Dasgupta P., Mäler K.G., " The resource basis of production and consumption : an economic analysis ", in *The environment and emerging development issues*, vol. 1, 1997, pp. 1-32.

Desaigues B., Point P., *Economie du patrimoine naturel : la valorisation des bénéfices de protection de l'environnement*, Economica, 1993, 317 p.

Dobremez L., Veron F., " Contribution à l'évaluation des mesures agri-environnementales : exemples de démarche ", in *Ingénieries*, N° 10, juin 1997, pp. 3-15.

Environmental Protection Agency, *Cost Effectiveness Analysis of Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Centralized Waste Treatment Industry*, working paper, Office of Water 4303, EPA 821-R-98-018, décembre 1998, 58 p.

Environmental Protection Agency, *Environmental economics research*, working paper, 2000. Disponible à : <http://www.199.223.18.220/EE/Epalib/o...544585256625006ccdc8?>

Favereau O., *Risques, irréversibilités et fondements de l'analyse coût-avantage*, Université de Paris X Nanterre, thèse de Doctorat, juin 1982, 400 p.

Feuka K., Hanson S., Best management practices : Cost-Effective Solutions to Protect Maine's Water Quality. [On-line]. EPA, mars 1999, 5 p. Disponible à : <http://www.epa.gov/owowwtrl/watershed/Proceed/feuka.html>

Galaup M-M., "Agriculture et eau : contraintes économiques face aux enjeux écologiques", in *POUR* n°141, 1994, pp. 65-71.

Gabriel X., Hincelin H., Nogueira D., *Etude de l'application de l'article 19 dans le Val de Meuse*, Mémoire de Maîtrise, 1994/1995.

Gauthier G., Thibault M., *L'analyse coûts-Avantages : défis et controverses*, Collection Gestion, série : politique générale, finance et marketing, Economica, 1993, 523 p.

Glachant M., " Les accords volontaires dans la politique environnementale : une mise en perspective de leur nature et de leur efficacité ", in *Agriculture et environnement*, N° 117-118, 1995, pp. 49-60.

Grefe X., *Economie des politiques publiques*, Sciences économiques, 2^{ème} édition, Université de Paris 1, 1977, 580 p.

Griffin R.C , Bromley D.W. "Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality: A theoretical development". *American Journal of Agricultural Economics*, Aug 1982, pp 547-552.

Guermond Y., *Le système de différenciation spatiale en agriculture : la France de l'Ouest de 1950 à 1975*, Université de Caen, thèse de doctorat, 1979, pp 5-58.

Guerrien B., *Dictionnaire d'analyse économique. Microéconomie, macroéconomie, théorie des jeux, etc...*, Ed. La découverte, Paris, 1996, 540 p.

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

Herman D., " An overview of the issues ", in *Steady state economics*, 2nd edition, 1991, pp. 2-13.

Hirschman A., *La stratégie du développement économique*, Paris, Les éditions ouvrières, 1964.

Hrubovcak J., Leblanc, Miranowski J., " Limitations in evaluating environmental and agricultural policy coordination benefits ", in *The American economic review*, Vol LXXX, mars 1990, pp. 208-212.

ISARA, *Evaluation des mesures agri-environnementales : guide méthodologique*, document de travail, mars 1997, 47 p.

Johannes B., « L'eau et la fiscalité écologique éloge de la perversité », in le Courrier de l'environnement n°35, novembre 1998, 7p. Disponible à : <http://www.inra.fr/internet/produits/DPENV/joannc35.htm>

Johnson S., Adams R., Perry G., " The On-Farm Costs of Reducing Groundwater Pollution ", in *American Journal of Agricultural Economics*, Vol 73, N°4, Novembre 1991, pp. 1063-1073.

Johnson S.R., Wolcott R., Aradhyula S.V., " Coordinating agricultural and environmental policies : opportunities and tradeoffs ", in *The American economic review*, Vol LXXX, mars 1990, pp. 203-207.

Journal Officiel de la République Française, Directive du Conseil du 12 décembre 1991 *sur la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles*, règlement 91/676/CEE, parue au JORF le 31.12.91.

Journal Officiel de la République Française, Loi n°92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau, parue au JORF le 4 janvier 1992.

Journal Officiel de la République Française, Arrêté du 2 novembre 1993 portant application des dispositions de l'article 14-1 de la loi du 16 décembre 1964 modifiée relative *au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et*

prévoyant certaines modifications transitoires applicables aux exploitations d'élevage, paru au JORF le 26 novembre 1993.

Just R. E., Antle J.M., "Interactions between agricultural and environmental policies : a conceptual framework ", in *The American economic review*, Vol LXXX, mars 1990, pp. 197-202.

Kaczmarek B., *La politique communautaire de l'eau* [On-line].Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Juillet 1998, 9 p. Disponible à : <http://www.environnement.gouv.fr/minist/polcommu.htm>

Kneese A.V., Bower B. T., *Managing Water Quality: Economics, Technology, Institutions*, The Johns Hopkins Press, 1968.

Kwerel E., "To tell the Truth : Imperfect Information and Optimal Pollution Control", *Review of Economic Studies*, vol. 43, n°3, 1977, pp 595-601.

Laffont J.-J., "Regulation of Pollution with Asymmetric Information", in *NonPoint Source Pollution Regulation : Issues and Analysis*, Dosi C., Tomasi T., Kluwer Academic Publishers, 1994.

Lauret C., *Le programme agri-environnemental européen en Aquitaine : une révolution latente ?*, Conseil Régional d'Aquitaine, 1996, 55 p.

Lavoux T., Baldock D., " L'application du principe pollueur-payeur en agriculture ", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 61-66.

Layard R., Glaister S., *Cost-benefit analysis*, 2nde Edition, Cambridge University Press 1994.

Lee D.J., Howitt R.E., " Modeling regional agricultural production and salinity control alternatives for water quality policy analysis ", in *American Journal Agricultural Economics*, Vol 78, n°1, Feb. 1996, pp. 41-53.

Lefer H.B., *Compétitivité et protection de l'environnement : l'apport des modèles bio-économiques dans l'évaluation des politiques agricoles*, Thèse de doctorat en Sciences Economiques, Université des Sciences et Technologies de Lille I, 1997, 181 p.

Leon Y., "The regional dimension in agricultural economics and policies", compte rendu du 40ème séminaire de l'association européenne des économistes agricoles, in *Cahier d'économie et sociologie rurales*, n°38, 1^{er} trimestre 1996, pp. 120-124.

Lesgards V., *Economie de la nature. Une évaluation économique de l'environnement : l'analyse coût-bénéfice*, ENSSAA, mars 1989, 36 p.

Lewandrowski J., Tobey J., Cook Z., "The interface between agricultural assistance and the environment : Chemical Fertilizer Consumption and Area Expansion ", in *Land Economics*, Vol.73 N°3, August 1997, pp.404-427.

Libby L.W., " Paying the nonpoint pollution control bill ", in *Journal of soil and water conservation*, n°40, 1985, pp. 33-36.

Lintott J., " Environmental accounting : useful to whom and for what ? ", in *Ecological Economics*, Vol. 16 N°3, march 1996, pp. 179-190.

Loue S., *Essai pour une évaluation locale de politiques agricoles à l'échelle de deux cantons en Aquitaine*, Mémoire de DEA ENESAD/Cemagref, Octobre 1995.

McCarthy M., Dodd R., Tippett J.P., Harding D., *Cost-effectiveness and Targeting of agricultural BMPs for the Tar-Pamlico Nutrient Trading Programm.* [On-line]. EPA, mars 1999, 4 p. Disponible à : <http://www.epa.gov/owow/wtr/watershed/Proceed/mccarthy.html>

McHugh, "The potential for private cost-increasing technological innovation under a tax based economic pollution control policy", in *Land Economics*, 61, 1985.

Macmillan D. C., Harley D., Morrison R., "Cost-effectiveness analysis of woodland ecosystem restoration", *Ecological Economics* n° 27, 1998, pp 313–324.

Mainsant B., " L'article 19 : son application en France ", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 136-137.

Mäler K.G., " National Accounts and Environmental Resources ", in *Environmental Resource Economics*, Vol. 1 N°1, 1991, pp.1-15.

Marre B., "La politique communautaire de l'eau : bilan et perspectives", in *Aménagement et Nature : réflexions et débats sur l'environnement*, n°130, septembre 1998, pp 49-56.

Martin-Ferrari D., *L'écologie*. Paris, Coll. Alfabétiques Retz, 1992, 143 p.

Meade J., "External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation", in *Economic Journal*, vol. 62, 245, 1952, pp. 54-67.

Michalland B., *Approche économique de la gestion de la ressource en eau pour l'usage d'irrigation*, Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, 1995, 445 p.

Michalland B., Vollet D., *Application de la méthode des prix hédonistes au cas des aménités produites par les activités agricoles forestières. Etat des lieux et données disponibles*, Cemagref, décembre 1998, 78 p.

Midmore P., Medcalf, Harrisson-Mayfield L., " Regional input-output analysis and agriculture ", in *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, INRA, N° 42-43, 1997, pp. 8-31.

Mignolet C., Benoît M., Saintot D., "Systèmes d'élevage et risque de pollution azotée. Construction d'un indicateur de risque et application dans la plaine des Vosges", in *INRA production animale* n°10, 1997, pp 275-258.

Milliam P. "Firm incentives to promote technological change in pollution control", in *Journal of Environmental Economics and Management*, 17, 1989.

Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, *Données économiques de l'environnement*, Edition 1997, Economica, 296 p.

Ministère de l'économie, des finances et de l'industrie, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Ministère de l'agriculture et de la pêche, *Rapport d'évaluation sur la gestion et le bilan du programme de maîtrise des pollutions d'origine agricole*, rapport de synthèse, 27 juillet 1999, 55 p + annexes.

Mollard A., "Solutions curatives ou préventives à la pollution diffuse de l'eau ? Une approche de la soutenabilité de la ressource en eau", in *Natures Sciences Sociétés* Vol 5 n°3, 1997, pp. 5-21.

Montgolfier J., " Agriculture et environnement : offre et demande ", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 11-17.

Montiel P., *Bâtiments d'élevage : déroulement des travaux et contrôle technique (coûts, éléments réglementaires et normatifs)*, Agence de l'eau Seine Normandie, rapport de stage, juillet 1998, 23 p+ annexes.

Morgenstern R. D. Pizer W. A., Shih J-S., "The Cost of Environmental Protection", *Resources For the Future*, Discussion Paper 98-36, Washington, May 1998, pp 1-27.

Morlon P., « Les normes pour les bâtiments d'élevage ont cent cinquante ans, le code de bonnes pratiques agricoles en a cent »... in *Courrier de l'environnement* n°33, avril 1998, 14 p.

Muller P., *Les politiques publiques*, collection Que sais-je ?, Presses universitaires de France, 1990, 127 p.

Nations Unies, *Comptabilité économique et environnementale intégrée*, version intérimaire, Etudes méthodologiques - Manuel de comptabilité nationale, Série F, n°61, New-York, 1994, 182 p.

OCDE, *Politiques de l'agriculture et de l'environnement : possibilités d'intégration*, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris 1989, 221 p.

OCDE, *Evaluer les dommages à l'environnement : un guide pratique*, Institut de Développement Economique de la Banque Mondiale, Paris 1996, 198 p.

OCDE, *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, 1997, 70p.

OCDE, *Examen des performances environnementales : France*, Organisation de Coopération et de Développement Economiques, 1997, 253 p.

OCDE, *Effets environnementaux et aides à l'agriculture : le cas de l'irrigation des céréales en France*, 4^{ème} réunion du groupe sur l'intégration des politiques économiques et de l'environnement, 21 novembre 1997, 29 p.

Oudin J., *Synthèse du colloque sur l'eau, l'agriculture et l'environnement*, Cercle Français de l'eau, Sénat, 29 mai 2000, 6 p.

Disponible à : <http://www.waternunc.com/fr/senaco12000.html>.

Paillet A., *Pollution diffuse des eaux par l'azote et production agricole*, Université de Bordeaux I-LARE, Thèse de Doctorat, 1983, 295 p.

Papy F. ; Benoît M., Deffontaines J-P., " Commentaires sur l'article d'Amédée Mollard ", in *Natures Sciences Sociétés* Vol 5 n°3, 1997, pp. 22-23.

Pariente A., *Les mesures agri-environnementales. De la programmation au suivi évaluation: l'exemple de la Région Aquitaine*, Mémoire ENGREF, DIREN, juin 1994.

Peyrachon J-Y., *Une contribution à l'évaluation des contraintes imposées aux agriculteurs : analyse des cahiers des charges et propositions de modes de simulations technico-économiques*, Mémoire ENITA, septembre 1995, 58 p.

Picard P., *Eléments de micro-économie. Théories et applications*, 4^{ème} édition, Montchrestien, 1994, 587 p.

Plantey J. et Al., *Gestion de l'eau pour l'agriculture en France : durabilité, socio-économie et implication des usagers*. [On-line]. OIEAU, février 1998, 10 p. Disponible à : http://www.oieau.fr/euromed/france/ate_1/tardieu.htm.

Point P., " Partage de la ressource en eau et demande d'alimentation en eau potable ", in *Revue économique*, n°44, 1993, pp. 849-862.

Point P., *L'évaluation du dommage écologique. Eléments de réflexion économiques pour un développement du droit communautaire*, colloque sur la Communauté Européenne et l'Environnement, 1996, 21 p.

Préfecture de la Région Aquitaine, *Mesures agri-environnementales de la Région Aquitaine : programme opérationnel 1995*, 22 mars 1995.

Price Gittinger J., *Analyse économique des projets agricoles*, 2^{nde} édition, Economica 1985, 547 p.

Rainelli P., Raould N., Vermersch D., "La maîtrise des pollutions d'origine agricole dans les élevages", in *INRA Sciences sociales*, n°4, août 1996, 4 p.

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.

Rainelli P., Vermersch D., "Gestion foncière des excédents azotés et marché implicite de droits à polluer : application aux élevages intensifs", in *Economie de l'environnement et des ressources naturelles*, Economie et Prévisions n° 143-144, avril-juin 2000, pp 91-100.

Rosen S., "Incentive Regulation of Nursing Homes: Specification Tests of the Markov Model: Comment", in *Topics in the economics of aging*, 1992, pp 301-303

Røstad K., "Effects of nitrogen levies and permits. A case study for Norway", in *Economic instruments for nitrogen control in European agriculture*, Centre for Agriculture and Environment, mars 1999, pp 125-147.

Rotillon G., *Quelques réflexions sur la théorie économique de l'environnement : à propos de l'élaboration du IXe Plan*, Centre d'Etudes et de Recherches Economiques sur la Ville et l'Espace, Février 1984, 26 p.

Rotillon G., *Micro-économie de l'environnement et comptabilité nationale*, Université Paris X-Nanterre, 1991, 24 p.

Salanié B., *Théorie des contrats*, Economica, Paris, Economie et Statistiques avancées, 1994. 141 p.

Schou S., Skop E., Jensen D., *Integrated Economic and Environmental Analysis of Nitrogen Pollution from Agriculture*, Statens Jordbrugs- og FiskeriØkonomiske Institut, 1998, 95 p.

Sebillotte J., "La qualité de l'eau : quels problèmes et quelles connaissances pour agir", in *Aménagement et Nature : réflexions et débats sur l'environnement*, n°130, septembre 1998, pp 17-32.

Segerson, Kathleen A., "Voluntary vs. Mandatory Approaches to Nonpoint Pollution Control: Complements or Substitutes ?", *Fondazione Eni Enrico Mattei Note di Lavoro*: 92/98, December 1998, p 37.

Sérès C., *Contribution à l'évaluation économique des programmes agri-environnementaux en Aquitaine : mesures de protection des eaux contre les pollutions agricoles*, DEA Economie publique et environnement, Université de Bordeaux IV, 1997, 80 p.

Sérès C., "Protection des eaux contre les pollutions agricoles : cadre comptable des dépenses pour la région Aquitaine", note de recherche in *Economie Rurale*, juillet 1999, 4 p.

Sérès C., "Cadre comptable des dépenses des politiques agri-environnementales : un outil facilitant les démarches d'évaluation", in *Ingénieries EAT*, n°18, juin 1999, 13 p.

Sermot S., *Etats des lieux de l'agriculture biologique en Aquitaine*, Cemagref, Octobre 1995, 38 p.

Sermot S., *Filières fruits et légumes biologiques en Aquitaine : constats et quelques stratégies de développement*, Mémoire de DESS, Cemagref, Octobre 1996, 113 p.

Shortle J.S., Dunn J.W., "The relative efficiency of agricultural source water pollution control policies", in *American journal of agricultural economics*, Vol 68, N°3, Août 1986, pp. 668-677.

Simos J., *Evaluer l'impact sur l'environnement. Une approche originale par l'analyse multicritère et la négociation*, Collection META, Presses Polytechniques et Universitaires Romanes, 257 p, 1990.

Smith A., *L'intégration communautaire face au territoire. Les fonds structurels et les zones rurales en France, en Espagne et au Royaume Uni*, Université Pierre Mendès France, Institut d'Etudes Politiques, thèse de doctorat, mars 1995, 589 p.

Spulber D.F., "Optimal Environmental Regulation Under Asymmetric Information", *Journal of Public Economics*, vol.35, 1988, pp 163-181.

Tacheix T., "Localisation des sols pollués et décontamination optimale", in *Revue d'Economie régionale et Urbaine*, I, 1998, pp. 131-144.

Teniere P.F., Buchot, "L'agriculture face à la ressource en eau : comment gérer ?", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 54-56.

Terrain C., L'engagement de la profession agricole dans la préservation de l'eau. La voie de l'agriculture raisonnée, in *La Réforme de la Loi sur l'Eau*, rapport d'information 146, 2000-2001, disponible à : http://www.senat.fr/rap/r00-146/r00-146_mono.html.

Thannberger E., "Analyse des effets des mesures agro-environnementales sur les exploitations agricoles-Approche méthodologique", INRA, in *CEM n°19, RURAL 94*, pp. 121-144.

Thannberger E., *La gestion de l'espace rural, support de bien d'environnement-Application de l'article 19 en zone méditerranéenne française menacée par les incendies*, Mémoire de DEA, Montpellier, Septembre 1993.

Thannberger-Gaillarde E., *Contrat agri-environnemental et production de bien commun : une méthodologie d'analyse de l'intégration du contrat agri-environnemental au fonctionnement des exploitations agricoles*, Thèse de doctorat, ENSAM, novembre 1997, 362 p.

Theys J., "L'espace rural : patrimoine du futur. Pour un projet global et à long terme", in *Futuribles*, n° 140, juin 1990, pp 41-44.

Thiebaut L., *Demande de biens d'environnement et interventions publiques en agriculture-Cas de la France*, Thèse de doctorat, Université Montpellier 1, 18 décembre 1992, 359 p.

Thiebaut L et Al., *MAE et politiques d'environnement appliquées à l'agriculture : intégrations, complémentarités et décalages*, Colloque SFER, 3-4 novembre 1997, pp. 1-10.

Thomas A., *La régulation de la pollution industrielle par les Agences de l'Eau*, Rapport au Commissariat Général du Plan, Collaboration à l'ouvrage du CGP, Evaluation du dispositif des Agences de l'Eau, La Documentation Française, Paris, 1994.

Thomas A., "Regulating Pollution under Asymmetric Information : The Case of Industrial Wastewater Treatment", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.28, 1995, pp 357-373.

Torre A., "Economie de proximité et activités agricoles et agro-alimentaires. Eléments d'un programme de recherche", *Revue d'Economie Régionale et Urbaine*, n°3, 2000, pp 407-425.

Tressieres M., *Evaluation d'une mesure agri-environnementale de lutte contre la déprise agricole - programme Aquitaine*, Cemagref-Institut d'Aménagement Universitaire-Bordeaux III, Septembre 1996, 114 p.

Vachaud G., Mollard A., *Agriculture durable, protection du sol et des ressources en eaux souterraines. Une approche interdisciplinaire*, PIR Environnement, Vie et Société, Programme SEAH, rapport final, janvier 1998, 102 p.

Vauclin M., Mollard A., "Expérimentations agronomiques et simulation économique de programmes préventifs préservant la qualité de l'eau", in *Agriculture durable, protection du sol et des ressources en eaux souterraines. Une approche interdisciplinaire*, décembre 1997, pp. 45-101.

Veeman T.S., " Agricultural and resource economics : challenges for the 21st century ", in *Canadian Journal of Agricultural Economics*, n° 43, 1995, pp. 519-528.

Vermesch D., " Internalisation efficiente et agriculture durable ", in *L'agriculture et la gestion des ressources renouvelables-Economie Rurale*, n° 208-209, Mars-Juin 1992, pp. 144-149.

Vermesch D., " Externalités et politique agricole commune : une approche coasienne ", in *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, n°38, 1^{er} trimestre 1996, pp. 79-105.

Viner J., "Cost curves and supply curves", in *Zeitschrift für national Ökonomie*, 1931.

Vogler J-P., "Point sur le Programme de Maîtrise des Pollutions d'Origine Agricole", in *Cahiers du Conseil général du Génie Rural des Eaux et Forêts*, n°58, Paris, 2001, pp 61-73.

Weinberg M., Kling C.L., "Uncoordinated agricultural and environmental policy making : an application to irrigated agriculture in the west ", in *American journal of agricultural economics*, N°1, Février 1996, pp. 65-78.

Wenders J. T., Methods of Pollution Control and the Rate of Change in Pollution Abatement Technology, in *Water Resources Research*, Volume 11, Issue 3, June 1975, pp 393-396

Xepapadeas A. P., "Observability and Choice of Instrument Mix in the Control of Externalities", *Journal of Public Economics*, Volume 56, Issue 3, 1995, pp 485-498

ANNEXES

Annexe 1 : Structure respective de la population totale (890 exploitations) et de l'échantillon initial (246 exploitations)

Type d'élevage	890 exploitations	246 exploitations
B	38,4	40,2
B+P	14,2	16,6
P	16,1	23,2
Palm	15,6	4,5
V	14,7	15,4

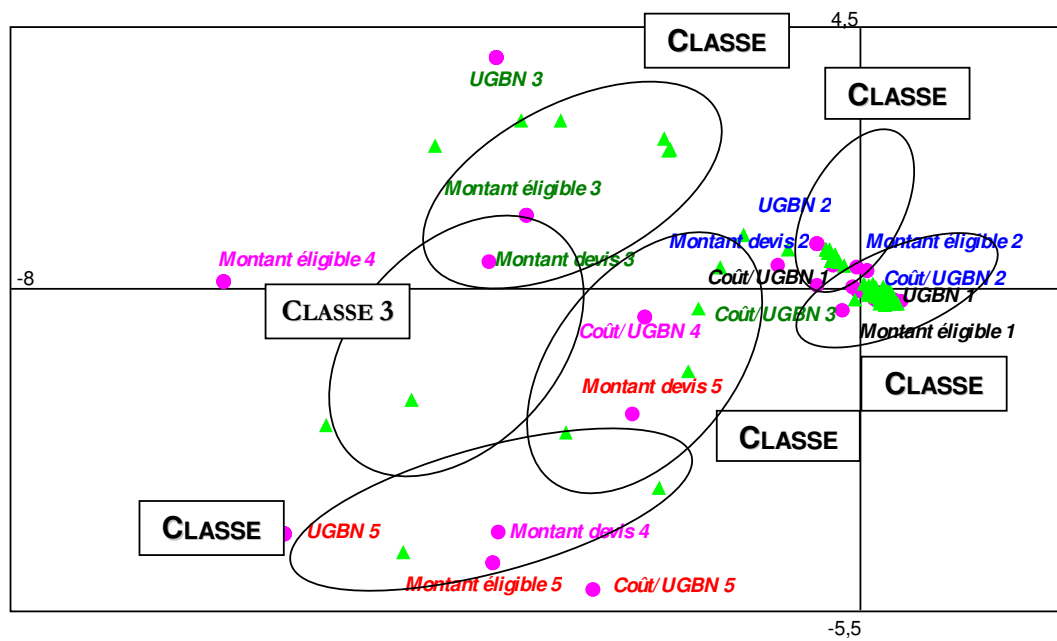
Nombre d'UGB	890 exploitations	246 exploitations
10 à 100	33,5	16,4
100 à 120	20,0	16,4
120 à 150	14,0	18,6
150 à 200	10,8	19,0
200 à 1020	21,4	28,8

Départements	890 exploitations	246 exploitations
24	26,2	27,8
33	3,3	3,7
40	29,7	19,2
47	7,8	19,2
64	32,0	30,2

Annexe 2 : Coordonnées, contributions et corrélations aux axes (ACM, 246 exploitations)

Modalités	AXE 1			AXE 3		
	Coordonné e	Corrélation	Contributio n	Coordonné e	Corrélation	Contributio n
UGBN.5	-5,40268	0,48246	0,06443	-4,17989	0,28878	0,05032
MONTANT DEVIS.3	-3,48946	0,35663	0,04703	0,48721	0,00695	0,0012
MONTANT ÉLIGIBLE.4	-5,98783	0,29389	0,03957	0,14921	0,00018	0,00003
UGBN.3	-3,40628	0,29007	0,03842	3,97869	0,39575	0,06839
MONTANT ÉLIGIBLE.3	-3,1207	0,24347	0,03224	1,28202	0,04109	0,0071
A.I.1994	-0,75999	0,25333	0,0239	0,43905	0,08454	0,01041
MONTANT ÉLIGIBLE.5	-3,44549	0,14656	0,01965	-4,67046	0,2693	0,04712
MONTANT DEVIS.4	-3,40419	0,14307	0,01918	-4,12051	0,20961	0,03668
UGBN.1	0,29734	0,33805	0,00951	-0,20446	0,15985	0,00587
A.I.1996	0,35174	0,07014	0,00608	-0,20044	0,02278	0,00257
Type Porcin	-0,39833	0,04785	0,00499	0,08721	0,00229	0,00031
MONTANT ÉLIGIBLE.1	0,19548	0,14257	0,00409	-0,04108	0,0063	0,00024
MONTANT DEVIS.1	0,18814	0,15389	0,00391	-0,01359	0,0008	0,00003
COUT/UGBN.5	-2,49925	0,02549	0,00345	-5,10964	0,10656	0,0188
UGBN.2	-0,38863	0,03021	0,00342	0,798	0,12736	0,0188
A.I..1995	0,34028	0,0288	0,00313	-0,15845	0,00624	0,00089
Type Bovin	0,22053	0,03275	0,00266	-0,14766	0,01468	0,00155
MONTANT DEVIS.5	-2,1337	0,01858	0,00251	-2,10694	0,01812	0,0032
COUT/UGBN.2	0,2661	0,02135	0,00223	-0,07029	0,00149	0,0002
COUT/UGBN.4	-2,00981	0,01649	0,00223	-0,45709	0,00085	0,00015
A.I. 1997-99	0,27334	0,01158	0,00136	-0,22197	0,00763	0,00117
Type Bovin + Porcin	-0,23051	0,01063	0,0012	0,42871	0,03676	0,00543
Type Palm+autres	0,40222	0,00757	0,00098	-0,1911	0,00171	0,00029
Type Volaille+autres	0,15523	0,0044	0,00051	-0,15336	0,0043	0,00064
COUT/UGBN.1	-0,05134	0,00676	0,00026	0,07201	0,0133	0,00066
COUT/UGBN.3	-0,15708	0,00105	0,00014	-0,31724	0,00426	0,00072
MONTANT ÉLIGIBLE.2	0,07592	0,00115	0,00013	0,34124	0,02329	0,00344
MONTANT DEVIS.2	-0,02442	0,0001	0,00001	0,39363	0,0257	0,0039
UGBN.4	0	0	0	0	0	0

Annexe 3 : Représentation des classes d'exploitants (ACM 1-3)⁹⁰



⁹⁰ Les individus sont représentés par les triangles de couleur verte, les variables, par les points roses.

Annexe 4 : Indice du coût de la construction (base 100 au 4ème trimestre 1953)

	1er trimestre		2ème trimestre		3ème trimestre		4ème trimestre	
	indice	<i>moyenne</i>	indice	<i>moyenne</i>	indice	<i>moyenne</i>	indice	<i>moyenne</i>
1986	855	<i>844.25</i>	859	<i>850.50</i>	861	<i>855.50</i>	881	<i>864</i>
1987	884	<i>871.25</i>	889	<i>878.75</i>	895	<i>887.25</i>	890	<i>889.50</i>
1988	908	<i>895.50</i>	912	<i>901.25</i>	919	<i>907.25</i>	919	<i>914.50</i>
1989	929	<i>919.75</i>	924	<i>922.75</i>	929	<i>925.25</i>	927	<i>927.25</i>
1990	939	<i>929.75</i>	951	<i>936.50</i>	956	<i>943.25</i>	952	<i>949.50</i>
1991	972	<i>957.75</i>	992	<i>968</i>	996	<i>978</i>	1002	<i>990.50</i>
1992	1006	<i>999</i>	1002	<i>1001.50</i>	1008	<i>1004.50</i>	1005	<i>1005.25</i>
1993	1022	<i>1009.25</i>	1012	<i>1011.75</i>	1017	<i>1014</i>	1016	<i>1016.75</i>
1994	1016	<i>1015.25</i>	1018	<i>1016.75</i>	1020	<i>1017.50</i>	1019	<i>1018.25</i>
1995	1011	<i>1017</i>	1023	<i>1018.25</i>	1024	<i>1019.25</i>	1013	<i>1017.75</i>
1996	1038	<i>1024.50</i>	1029	<i>1026</i>	1030	<i>1027.50</i>	1046	<i>1035.75</i>
1997	1047	<i>1038</i>	1060	<i>1045,75</i>	1067	<i>1055</i>	1068	<i>1060.50</i>
1998	1058	<i>1063,25</i>	1058	<i>1062,75</i>	1057	<i>1060,25</i>	1074	<i>1061,75</i>
1999	1071	<i>1065</i>	1074	<i>1069</i>	1080	<i>1074.75</i>		

Source : <http://www.insee.fr/vf/index.htm>

Annexe 5 : Coefficients de régression coût total/coût par postes (test de Fisher)**a) Bovins lait**

Coefficient de détermination et test de Fisher	
R2	0.96963332
R2 ajusté	0.96457221
F	191.58501237
Prob > F (* 100)	0.00000000

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	3	8 245 917 039 491	2 748 639 013 163
Résidus	18	258 243 072 489	14 346 837 360
Total	21	8 504 160 111 981	404 960 005 332

b) Bovins viande

Coefficient de détermination et test de Fisher	
R2	0.99685685
R2 ajusté	0.99630218
F	1797.19638162
Prob > F (* 100)	0.00000000

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	3	9 122 320 889 335	3 040 773 629 778
Résidus	17	28 763 218 218	1 691 954 012
Total	20	9 151 084 107 554	457 554 205 377

c) Porcins :

Coefficient de détermination et test de Fisher	
R2	0.98632105
R2 ajusté	0.98522674
F	901.31308448
Prob > F (* 100)	0.00000000

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	2	21 319 556 309 844	10 659 778 154 922
Résidus	25	295 673 566 112	11 826 942 644
Total	27	21 615 229 875 957	800 564 069 479

d) Bovins+Porcins

Coefficient de détermination et test de Fisher	
R2	0.96386355
R2 ajusté	0.95934649
F	213.38310334
Prob > F (* 100)	0.00000001

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	2	14 867 743 875 809	7 433 871 937 904
Résidus	16	557 410 353 237	34 838 147 077
Total	18	15 425 154 229 047	856 953 012 724

e) Volailles + autres :

Coefficient de détermination et test de Fisher	
R2	0.98889762
R2 ajusté	0.98493249
F	249.39822700
Prob > F (* 100)	0.00000001

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	5	2 844 773 162 733	568 954 632 546
Résidus	14	31 938 337 940	2 281 309 852
Total	19	2 876 711 500 674	151 405 868 456

Annexe 6 : Coefficients de régression coût total/coût de l'aménagement des bâtiments (test de Fisher)

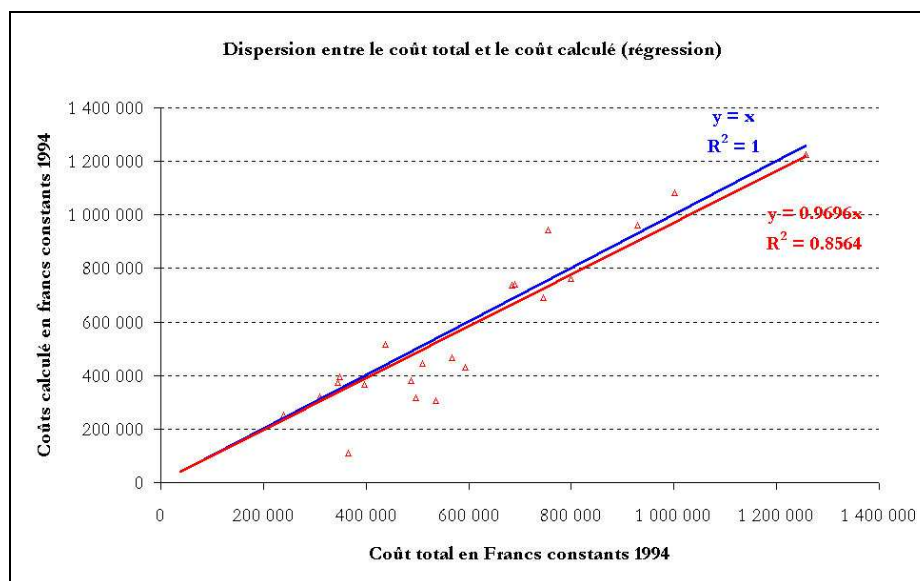
Coefficients de détermination et test de Fisher	
R2	0.99546764
R2 ajusté	0.99542406
F	22 842.126
Prob > F (* 100)	0.000

	DDL	Somme des carrés	Carrés moyens
Régression	1	63 792 983 344 636	63 792 983 344 636
Résidus	104	290 448 893 943	2 792 777 826
Total	105	64 083 432 238 580	610 318 402 272

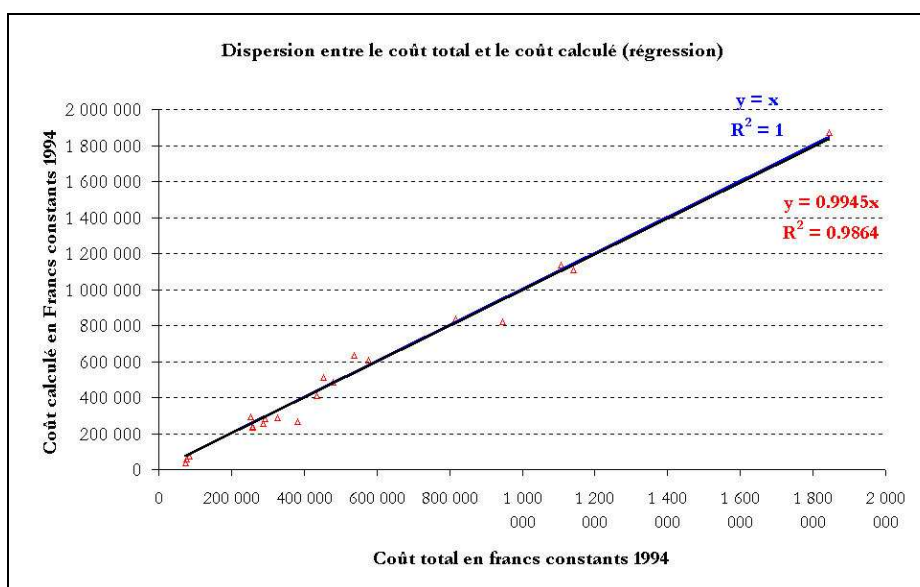
Annexe 7 : Coût calculé et coût total par type d'élevage

La confrontation graphique du coût calculé et du coût total montre que l'écart entre les deux n'est pas significatif.

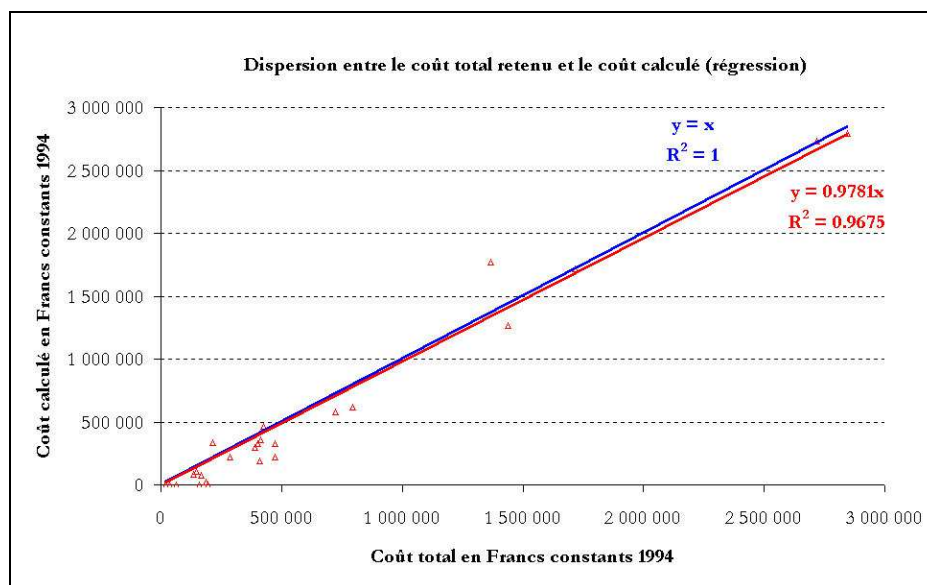
a) Bovins lait (21 exploitations)



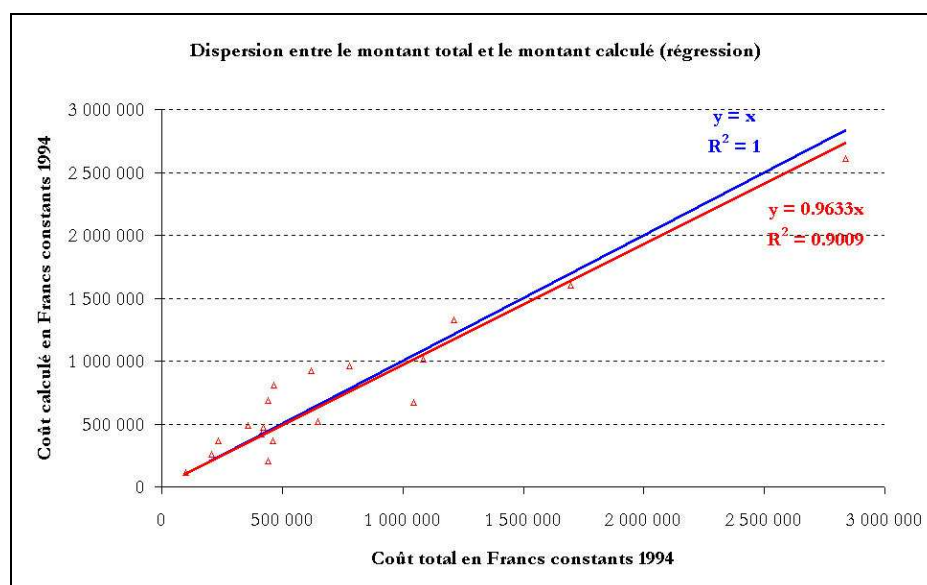
b) Bovins viande (20 exploitations)

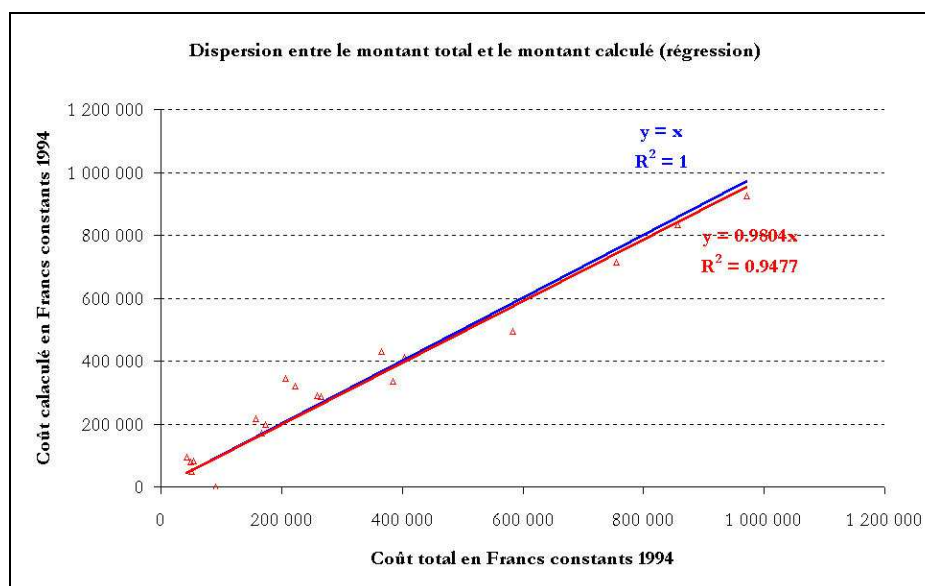


c) Porcins (27 exploitations).



d) Bovins+porcins (18 exploitations)



e) Les volailles mixtes (19 exploitations)

Annexe 8 : Programmes de maximisation de la dépollution

a) Scénario 2 : Intégration des exploitations les plus coût-efficaces

Fonction objective	$\text{Max} \sum_i E_i$ $\sum_i E_i = \sum_i [\beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - x_i)]$
Sous la contrainte λ_2	$\sum_i C_i = \bar{C}$ $\sum_i \left[\delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - x_i)} \right] = \sum_i \left[\delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - \bar{\alpha}_i)} \right]$
Sous la contrainte ϕ_i	$E_i \geq \delta_i \cdot m$
Sous la contrainte ϖ_i	$E_i \leq \delta_i \cdot M$
Sous la contrainte η_i	$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{max}}}$ $\beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{max}}} - \beta_i \cdot x_i \geq 0$
Sous la contrainte μ_i	$\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{min}}}$ $\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{min}}} \geq 0$

Avec, δ_i variable binaire $\in [0;1]$

m : constante positive de faible valeur = $1 \cdot 10^{-5}$

M : constante positive de forte valeur = $1 \cdot 10^5$

b) Scénario 3 : Prise en compte de la distance entre exploitations

Fonction objective	$\text{Max} \left[\sum_i E_i - \sum_i d_i \right]$ $\text{Max} \left[\Omega \cdot \sum_i [\beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - x_i)] - \Gamma \cdot \sum_i \delta_i \cdot \delta_j \cdot \left[\sqrt{(y_i - y_j)^2 + (z_i - z_j)^2} \right] \right]$
Sous la contrainte λ_2	$\sum_i C_i = \bar{C}$ $\sum_i \left[\delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - x_i)} \right] = \sum_i \left[\delta_i \cdot a_i \cdot e^{b_i \cdot \beta_i \cdot (\alpha_{i_{\text{Max}}} - \bar{\alpha}_i)} \right]$
Sous la contrainte ϕ_i	$E_i \geq \delta_i \cdot m$
Sous la contrainte ϖ_i	$E_i \leq \delta_i \cdot M$
Sous la contrainte η_i	$\beta_i \cdot x_i \leq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{max}}}$ $\beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{max}}} - \beta_i \cdot x_i \geq 0$
Sous la contrainte μ_i	$\beta_i \cdot x_i \geq \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{min}}}$ $\beta_i \cdot x_i - \beta_i \cdot \alpha_{i_{\text{min}}} \geq 0$

Annexe 9 : Ecriture des programmes d'optimisation

1. Scénario 1 : Maximisation de la dépollution sous contrainte des coûts

** Definition des ensembles

SETS

alli toutes les exploitations /exp1*exp128/
 i(alli) exploitations etudiees
 bl(alli) exploitations bovin-lait
 bv(alli) exploitations bovin-viande
 bp(alli) exploitations bovin-porcins
 po(alli) exploitations porcins
 vo(alli) exploitations volailles;

TABLE type(alli,*)
 \$ONDELIM
 \$INCLUDE type.inc
 \$OFFDELIM;

** Definition des paramètres

TABLE param(alli,*) Parametres exogenes utilises dans le modele

\$ONDELIM
 \$INCLUDE params.inc
 \$OFFDELIM;
 i(alli) = YES\$param(alli,"UGBNM");
 bl(i) = YES\$type(i,"bovlai");
 bv(i) = YES\$type(i,"bovvia");
 bp(i) = YES\$type(i,"bovpor");
 po(i) = YES\$type(i,"porcin");
 vo(i) = YES\$type(i,"volail");

PARAMETER

nbexp nombre total d'exploitations;
 nbexp = card(bl)+card(bv)+card(bp)+card(po)+card(vo);

ugbnm(alli)	Nombre d'UGBN maitrisables dans l'exploitation alli
kiloN(alli)	Kg d'azote produit par an par l'exploitation alli
coefdeb(alli)	Coefficient de pollution diffuse de l'exploitation alli avant programme
coeffin	Coefficient maximum de pollution diffuse apres programme
pce1(alli)	Parametre multiplicateur de l'equation cout-efficacite
pce2(alli)	Parametre exponentiel de l'equation cout-efficacite
pceM(alli)	Parametre multiplicateur de l'equation cout marginal de depollution
budget	Budget total du programme;

ugbnm(i) = param(i,"UGBNM");
 kiloN(i) = 73*ugbnm(i);
 coefdeb(i) = param(i,"coefdeb");
 coeffin = 0.1;
 pce1(bl) = 303761;
 pce2(bl) = 2e-4;
 pce1(bv) = 210368;
 pce2(bv) = 1e-4;
 pce1(bp) = 264175;
 pce2(bp) = 2e-4;
 pce1(po) = 88855;

pce2(po) = 2e-4;
 pce1(vo) = 227765;
 pce2(vo) = 7e-5;
 pcem(alli) = pce1(alli)*pce2(alli);

budget = 47596138;

** Definition des variables

POSITIVE VARIABLES

EFF(alli)	Efficacite du programme sur l'exploitation alli
COUT(alli)	Cout de la mise au norme dans l'exploitation alli
REJET(alli)	Rejets optimaux;

REJET.up(alli) = KiloN(alli)*coefdeb(alli);
 REJET.lo(alli) = KiloN(alli)*coeffin;

VARIABLE

OBJ	Objectif;
-----	-----------

** Definition des equations

EQUATION Eq_EFF(alli)	Efficacité environnementale par exploitation;
EQUATION Eq_COUT(alli)	Equation du coût du programme par exploitation;
EQUATION Eq_BUDG	Contrainte budgétaire;
EQUATION Eq_OBJ	Fonction objective;

*EQUATION

Eq_EFF(alli)\$i(alli)..
 EFF(alli) =E= kiloN(alli)*coefdeb(alli)-REJET(alli);

Eq_COUT(alli)\$i(alli)..
 COUT(alli) =E= pce1(alli)*exp(pce2(alli)*EFF(alli));

Eq_BUDG..
 SUM(alli,COUT(alli)\$i(alli)) =E= budget;

Eq_OBJ..
 OBJ =E= SUM(alli,EFF(alli)\$i(alli));

** Definition du modele

MODEL COUTEFF /ALL/;

** Resolution du modele

SOLVE COUTEFF USING NLP MAXIMIZING OBJ;

SET

sim	réduction de l'enveloppe budgétaire /"100%", "90%", "80%", "70%", "60%", "50%"/;
-----	--

PARAMETER

reduc(sim)	Taux de réduction de l'enveloppe budgétaire dans la simulation sim
budsim(sim)	Enveloppe budgétaire disponible dans la simulation sim
effsim(sim,*)	Efficacité optimale correspondant a l'enveloppe budgétaire
effsimb(sim,*)	Efficacité optimale finale
coutsim(sim,*)	Coût optimal correspondant a l'enveloppe budgétaire
coutsimb(sim,*)	Coût optimal final
Coutmarg(sim,*)	Coût marginal final
rejetsim(sim,*)	Rejet optimal correspondant a l'enveloppe budgétaire
rejetsimb(sim,*)	Rejet optimal final;

```

reduc(sim) = 1-0.1*(ord(sim)-1);
budsim(sim) = reduc(sim)*budget;

```

```

loop(sim,
  budget = budsim(sim);

```

SOLVE COUTEFF USING NLP MAXIMIZING OBJ;

```

effsim(sim,i) = EFF.l(i);
effsim(sim,"tot") = SUM(i,EFF.l(i));
effsim(sim,"bl") = SUM(bl,EFF.l(bl));
effsim(sim,"bv") = SUM(bv,EFF.l(bv));
effsim(sim,"bp") = SUM(bp,EFF.l(bp));
effsim(sim,"po") = SUM(po,EFF.l(po));
effsim(sim,"vo") = SUM(vo,EFF.l(vo));

```

```

coutsim(sim,i) = COUT.l(i);
coutsim(sim,"tot") = SUM(i,COUT.l(i));
coutsim(sim,"bl") = SUM(bl,COUT.l(bl));
coutsim(sim,"bv") = SUM(bv,COUT.l(bv));
coutsim(sim,"bp") = SUM(bp,COUT.l(bp));
coutsim(sim,"po") = SUM(po,COUT.l(po));
coutsim(sim,"vo") = SUM(vo,COUT.l(vo));

```

```

rejetsim(sim,i) = REJET.l(i);

```

```

loop(sim,budget = budsim(sim);
  i(alli) = NO;
  i(alli) = YES$(effsim(sim,alli) > 0);

```

SOLVE COUTEFF USING NLP MAXIMIZING OBJ;

```

effsimb(sim,i) = EFF.l(i);
effsimb(sim,"tot") = SUM(i,EFF.l(i));
effsimb(sim,"bl") = SUM(i,EFF.l(i)$bl(i));
effsimb(sim,"bv") = SUM(i,EFF.l(i)$bv(i));
effsimb(sim,"bp") = SUM(i,EFF.l(i)$bp(i));
effsimb(sim,"po") = SUM(i,EFF.l(i)$po(i));
effsimb(sim,"vo") = SUM(i,EFF.l(i)$vo(i));

```

```

coutsimb(sim,i) = COUT.l(i);
coutsimb(sim,"tot") = SUM(i,COUT.l(i));
coutsimb(sim,"bl") = SUM(i,COUT.l(i)$bl(i));
coutsimb(sim,"bv") = SUM(i,COUT.l(i)$bv(i));
coutsimb(sim,"bp") = SUM(i,COUT.l(i)$bp(i));
coutsimb(sim,"po") = SUM(i,COUT.l(i)$po(i));
coutsimb(sim,"vo") = SUM(i,COUT.l(i)$vo(i));

```

```

coutmarg(sim,i) = pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i));
coutmarg(sim,"tot") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)));
coutmarg(sim,"bl") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bl(i)));
coutmarg(sim,"bv") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bv(i)));
coutmarg(sim,"bp") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bp(i)));
coutmarg(sim,"po") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$po(i)));
coutmarg(sim,"vo") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$vo(i)));

```

```

rejetsimb(sim,i) = REJET.l(i);
rejetsimb(sim,"tot") = SUM(i,REJET.l(i));
rejetsimb(sim,"bl") = SUM(i,REJET.l(i)$bl(i));

```

```

rejetsimb(sim,"bv") = SUM(i,REJET.I(i)$bv(i));
rejetsimb(sim,"bp") = SUM(i,REJET.I(i)$bp(i));
rejetsimb(sim,"po") = SUM(i,REJET.I(i)$po(i));
rejetsimb(sim,"vo") = SUM(i,REJET.I(i)$vo(i));

```

2. Scénario 1 : Minimisation des coûts sous contrainte d'un niveau de dépollution

** Definition des ensembles

SETS

```

alli    toutes les exploitations /exp1*exp128/
i(alli) exploitations etudiees
bl(alli) exploitations bovin-lait
bv(alli) exploitations bovin-viande
bp(alli) exploitations bovin-porcins
po(alli) exploitations porcins
vo(alli) exploitations volailles;

```

```

TABLE type(alli,*)
$ONDELIM
$INCLUDE type.inc
$OFFDELIM;

```

** Definition des paramètres

```

TABLE param(alli,*) Parametres exogenes utilises dans le modele
$ONDELIM
$INCLUDE params.inc
$OFFDELIM;
i(alli) = YES$param(alli,"UGBNM");
bl(i) = YES$type(i,"bovlai");
bv(i) = YES$type(i,"bovvia");
bp(i) = YES$type(i,"bovpor");
po(i) = YES$type(i,"porcin");
vo(i) = YES$type(i,"volail");

```

PARAMETER

```

nbexp    nombre total d'exploitations;
nbexp = card(bl)+card(bv)+card(bp)+card(po)+card(vo);

```

ugbnm(alli)	Nombre d'UGBN maitrisables dans l'exploitation alli
kiloN(alli)	Kg d'azote produit par an par l'exploitation alli
coefdeb(alli)	Coefficient de pollution diffuse de l'exploitation alli avant programme
coeffin	Coefficient maximum de pollution diffuse apres programme
pce1(alli)	Parametre multiplicateur de l'equation cout-efficacite
pce2(alli)	Parametre exponentiel de l'equation cout-efficacite
pcem(alli)	Parametre multiplicateur de l'equation cout marginal de depollution
effictotal	efficacite totale du programme;

```

ugbnm(i) = param(i,"UGBNM");
kiloN(i) = 73*ugbnm(i);
coefdeb(i) = param(i,"coefdeb");
coeffin = 0.1;
pce1(bl) = 303761;
pce2(bl) = 2e-4;

```

pce1(bv) = 210368;
 pce2(bv) = 1e-4;
 pce1(bp) = 264175;
 pce2(bp) = 2e-4;
 pce1(po) = 88855;
 pce2(po) = 2e-4;
 pce1(vo) = 227765;
 pce2(vo) = 7e-5;
 pcem(alli) = pce1(alli)*pce2(alli);

effictotal = 402616;

** Definition des variables

POSITIVE VARIABLES

EFF(alli)	Efficacite du programme sur l'exploitation alli
COUT(alli)	Cout de la mise au norme dans l'exploitation alli
REJET(alli)	Rejets optimaux;

REJET.up(alli) = KiloN(alli)*coefdeb(alli);
 REJET.lo(alli) = KiloN(alli)*coeffin;

VARIABLE

OBJ Objectif;

** Definition des equations

EQUATION Eq_EFF(alli)	Efficacité environnementale par exploitation;
EQUATION Eq_COUT(alli)	Equation du coût du programme par exploitation;
EQUATION Eq_PLAFOND	Plafonnement de efficacite;
EQUATION Eq_OBJ	Fonction objective;

*EQUATION

Eq_EFF(alli)\$i(alli)..
 EFF(alli) =E= kiloN(alli)*coefdeb(alli)-REJET(alli);

Eq_COUT(alli)\$i(alli)..
 COUT(alli) =E= pce1(alli)*exp(pce2(alli)*EFF(alli));

Eq_PLAFOND..
 SUM(alli,EFF(alli)\$i(alli)) =E= effictotal;

Eq_OBJ..
 OBJ =E= SUM(alli,COUT(alli)\$i(alli));

** Definition du modele

MODEL COUTEFF /ALL/;

** Resolution du modele

SOLVE COUTEFF USING NLP MINIMIZING OBJ;

SET

sim reduction de l'efficacite totale /"100%", "90%", "80%", "70%", "60%", "50%"/;

PARAMETER

reduc(sim)	Taux de réduction de l'enveloppe budgétaire dans la simulation sim
eftosim(sim)	Efficacité totale plafonnee pour chaque simulation sim
effsim(sim,*)	Efficacité optimale correspondant a l'enveloppe budgétaire
effsimb(sim,*)	Efficacité optimale finale

coutsim(sim,*)	Coût optimal correspondant a l'enveloppe budgétaire
coutsimb(sim,*)	Coût optimal final
Coutmarg(sim,*)	Coût marginal final
rejetsim(sim,*)	Rejet optimal correspondant a l'enveloppe budgétaire
rejetsimb(sim,*)	Rejet optimal final;

```
reduc(sim) = 1-0.1*(ord(sim)-1);
eftosim(sim) = reduc(sim)*effictotal;
```

```
loop(sim,
  effictotal = eftosim(sim);
```

SOLVE COUTEFF USING NLP MINIMIZING OBJ;

```
effsim(sim,i) = EFF.l(i);
effsim(sim,"tot") = SUM(i,EFF.l(i));
effsim(sim,"bl") = SUM(bl,EFF.l(bl));
effsim(sim,"bv") = SUM(bv,EFF.l(bv));
effsim(sim,"bp") = SUM(bp,EFF.l(bp));
effsim(sim,"po") = SUM(po,EFF.l(po));
effsim(sim,"vo") = SUM(vo,EFF.l(vo));
```

```
coutsim(sim,i) = COUT.l(i);
coutsim(sim,"tot") = SUM(i,COUT.l(i));
coutsim(sim,"bl") = SUM(bl,COUT.l(bl));
coutsim(sim,"bv") = SUM(bv,COUT.l(bv));
coutsim(sim,"bp") = SUM(bp,COUT.l(bp));
coutsim(sim,"po") = SUM(po,COUT.l(po));
coutsim(sim,"vo") = SUM(vo,COUT.l(vo));
```

```
rejetsim(sim,i) = REJET.l(i);
```

```
loop(sim,effictotal = eftosim(sim);
  i(alli) = NO;
  i(alli) = YES$(effsim(sim,alli) > 0);
```

SOLVE COUTEFF USING NLP MINIMIZING OBJ;

```
effsimb(sim,i) = EFF.l(i);
effsimb(sim,"tot") = SUM(i,EFF.l(i));
effsimb(sim,"bl") = SUM(i,EFF.l(i)$bl(i));
effsimb(sim,"bv") = SUM(i,EFF.l(i)$bv(i));
effsimb(sim,"bp") = SUM(i,EFF.l(i)$bp(i));
effsimb(sim,"po") = SUM(i,EFF.l(i)$po(i));
effsimb(sim,"vo") = SUM(i,EFF.l(i)$vo(i));
```

```
coutsimb(sim,i) = COUT.l(i);
coutsimb(sim,"tot") = SUM(i,COUT.l(i));
coutsimb(sim,"bl") = SUM(i,COUT.l(i)$bl(i));
coutsimb(sim,"bv") = SUM(i,COUT.l(i)$bv(i));
coutsimb(sim,"bp") = SUM(i,COUT.l(i)$bp(i));
coutsimb(sim,"po") = SUM(i,COUT.l(i)$po(i));
coutsimb(sim,"vo") = SUM(i,COUT.l(i)$vo(i));
```

```
coutmarg(sim,i) = pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i));
coutmarg(sim,"tot") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)));
coutmarg(sim,"bl") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bl(i)));
coutmarg(sim,"bv") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bv(i)));
coutmarg(sim,"bp") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bp(i)));
coutmarg(sim,"po") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$po(i)));
```

```
coutmarg(sim,"vo") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$vo(i));
```

```
rejetsimb(sim,i) = REJET.l(i);
rejetsimb(sim,"tot") = SUM(i,REJET.l(i));
rejetsimb(sim,"bl") = SUM(i,REJET.l(i)$bl(i));
rejetsimb(sim,"bv") = SUM(i,REJET.l(i)$bv(i));
rejetsimb(sim,"bp") = SUM(i,REJET.l(i)$bp(i));
rejetsimb(sim,"po") = SUM(i,REJET.l(i)$po(i));
rejetsimb(sim,"vo") = SUM(i,REJET.l(i)$vo(i));;
```

3. Scénario 2 : Minimisation des coûts sous contrainte d'un niveau de dépollution

** Definition des ensembles

SETS

```
alli    toutes les exploitations    /exp1*exp128/
i(alli) exploitations etudiees
bl(alli) exploitations bovin-lait
bv(alli) exploitations bovin-viande
bp(alli) exploitations bovin-porcins
po(alli) exploitations porcins
vo(alli) exploitations volailles;
```

```
TABLE typetrente(alli,*)
$ONDELIM
$INCLUDE type20bis.inc
$OFFDELIM;
```

** Definition des parametres

```
TABLE paramtrente(alli,*)    Parametres exogenes utilises dans le modele
$ONDELIM
$INCLUDE param20bis.inc
$OFFDELIM;
```

```
i(alli) = YES$paramtrente(alli,"UGBNM");
```

```
bl(i) = YES$typetrente(i,"bovlai");
bv(i) = YES$typetrente(i,"bovvia");
bp(i) = YES$typetrente(i,"bovpor");
po(i) = YES$typetrente(i,"porcin");
vo(i) = YES$typetrente(i,"volail");
```

PARAMETER

```
nbexp    nombre total d'exploitations;
nbexp = card(bl)+card(bv)+card(bp)+card(po)+card(vo);
```

PARAMETERS

```
ugbnm(alli)    Nombre d'UGBN maitrisables dans l'exploitation alli
kiloN(alli)    Kg d'azote produit par an par l'exploitation alli
coefdeb(alli)    Coefficient de pollution diffuse de l'exploitation alli avant programme
coeffin        Coefficient maximum de pollution diffuse apres programme
pce1(alli)     Parametre multiplicateur de l'equation cout-efficacite
pce2(alli)     Parametre exponentiel de l'equation cout-efficacite
pcem(alli)     Parametre multiplicateur de l'equation cout marginal de depollution
```

effictotal efficacite total du programme;

```

ugbnm(i) = paramtrente(i,"UGBNM");
kiloN(i) = 73*ugbnm(i);
coefdeb(i) = paramtrente(i,"coefdeb");
coeffin = 0.1;
pce1(bl) = 303761;
pce2(bl) = 2e-4;
pce1(bv) = 210368;
pce2(bv) = 1e-4;
pce1(bp) = 264175;
pce2(bp) = 2e-4;
pce1(po) = 88855;
pce2(po) = 2e-4;
pce1(vo) = 227765;
pce2(vo) = 7e-5;
pcem(i) = pce1(i)*pce2(i);

```

effictotal =7000;

** Definition des variables

POSITIVE VARIABLES

EFF(alli)	Efficacite du programme sur l'exploitation alli
COUT(alli)	Cout de la mise au norme dans l'exploitation alli
REJET(alli)	Rejets optimaux;

REJET.up(alli) = KiloN(alli)*coefdeb(alli);

REJET.lo(alli) = KiloN(alli)*coeffin;

BINARY VARIABLE

BIN(alli)	Variable binaire;
-----------	-------------------

VARIABLE

OBJ	Objectif;
-----	-----------

** Definition des equations

EQUATION Eq_EFF(alli) Efficacité environnementale par exploitation;

EQUATION Eq_COUT(alli) Equation du c ut du programme par exploitation;

EQUATION Eq_PLAFOND Plafonnement de efficacite;

EQUATION Eq_OBJ Fonction objective;

EQUATION Eq_CONDSUP(alli) Condition de nullite sup;

EQUATION Eq_CONDINF(alli) Condition de nullite inf;

*EQUATION

Eq_EFF(alli)\$i(alli)..

EFF(alli) =E= kiloN(alli)*coefdeb(alli)-REJET(alli);

Eq_CONDSUP(alli)\$i(alli)..

EFF(alli) =L= BIN(alli)*500000;

Eq_CONDINF(alli)\$i(alli)..

EFF(alli) =G= BIN(alli)*0.00001;

Eq_COUT(alli)\$i(alli)..

COUT(alli) =E= BIN(alli)*(pce1(alli)*exp(pce2(alli)*EFF(alli)));

Eq_PLAFOND..

SUM(alli, EFF(alli)\$i(alli)) = E = effctotal;

Eq_Obj..

OBJ = E = SUM(alli, COUT(alli)\$i(alli));

**** Definition du modele**

MODEL COUTEFF /ALL/;

**** Resolution du modele**

SOLVE COUTEFF USING NLP MINIMIZING OBJ;

PARAMETER

effsim(*) Efficacite optimale correspondant a l'enveloppe budgetaire

coutsim(*) Cout optimal correspondant a l'enveloppe budgetaire

rejetsim(*) Rejets polluants

coutmarg(*) Cout marginal de depollution;

```

effsim(i) = EFF.l(i);
effsim("tot") = SUM(i, EFF.l(i));
effsim("bl") = SUM(bl, EFF.l(bl));
effsim("bv") = SUM(bv, EFF.l(bv));
effsim("bp") = SUM(bp, EFF.l(bp));
effsim("po") = SUM(po, EFF.l(po));
effsim("vo") = SUM(vo, EFF.l(vo));

```

```

coutsim(i) = COUT.l(i);
coutsim("tot") = SUM(i, COUT.l(i));
coutsim("bl") = SUM(bl, COUT.l(bl));
coutsim("bv") = SUM(bv, COUT.l(bv));
coutsim("bp") = SUM(bp, COUT.l(bp));
coutsim("po") = SUM(po, COUT.l(po));
coutsim("vo") = SUM(vo, COUT.l(vo));

```

```

rejetsim(i) = REJET.l(i);
rejetsim("tot") = SUM(i, REJET.l(i));
rejetsim("bl") = SUM(i, REJET.l(i)$bl(i));
rejetsim("bv") = SUM(i, REJET.l(i)$bv(i));
rejetsim("bp") = SUM(i, REJET.l(i)$bp(i));
rejetsim("po") = SUM(i, REJET.l(i)$po(i));
rejetsim("vo") = SUM(i, REJET.l(i)$vo(i));

```

```

coutmarg(i) = pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i));
coutmarg("tot") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)));
coutmarg("bl") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bl(i)));
coutmarg("bv") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bv(i)));
coutmarg("bp") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bp(i)));
coutmarg("po") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$po(i)));
coutmarg("vo") = SUM(i, pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$vo(i)));

```

4. Scénario 3 : Minimisation des coûts sous contrainte d'un niveau de dépollution

**** Definition des ensembles**

SETS

```

alli    toutes les exploitations /exp1*exp128/
i(alli) exploitations etudiees

```


bl(alli) exploitations bovin-lait
 bv(alli) exploitations bovin-viande
 bp(alli) exploitations bovin-porcins
 po(alli) exploitations porcins
 vo(alli) exploitations volailles;

ALIAS (alli,allj);

TABLE typetrente(alli,*)
 \$ONDELIM
 \$INCLUDE type20bis.inc
 \$OFFDELIM;

** Definition des parametres

TABLE paramtrente(alli,*) Parametres exogenes utilises dans le modele
 \$ONDELIM
 \$INCLUDE param20bis.inc
 \$OFFDELIM;

i(alli) = YES\$paramtrente(alli,"UGBNM");

bl(i) = YES\$typetrente(i,"bovlai");
 bv(i) = YES\$typetrente(i,"bovvia");
 bp(i) = YES\$typetrente(i,"bovpor");
 po(i) = YES\$typetrente(i,"porcin");
 vo(i) = YES\$typetrente(i,"volail");

PARAMETER

nbexp nombre total d'exploitations;
 nbexp = card(bl)+card(bv)+card(bp)+card(po)+card(vo);

PARAMETERS

ugbnm(alli) Nombre d'UGBN maitrisables dans l'exploitation alli
 kiloN(alli) Kg d'azote produit par an par l'exploitation alli
 coefdeb(alli) Coefficient de pollution diffuse de l'exploitation alli avant programme
 coeffin Coefficient maximum de pollution diffuse apres programme
 pce1(alli) Parametre multiplicateur de l'equation cout-efficacite
 pce2(alli) Parametre exponentiel de l'equation cout-efficacite
 pcem(alli) Parametre multiplicateur de l'equation cout marginal de depollution
 effictotal efficacite total du programme
 coordx(alli) Coordonnees x
 coordy(alli) coordonnees y
 alpha parametre alpha
 beta parametre beta;

ugbnm(i) = paramtrente(i,"UGBNM");
 kiloN(i) = 73*ugbnm(i);
 coefdeb(i) = paramtrente(i,"coefdeb");
 coordx(i) = paramtrente(i,"x");
 coordy(i) = paramtrente(i,"y");
 coeffin = 0.1;
 pce1(bl) = 303761;
 pce2(bl) = 2e-4;
 pce1(bv) = 210368;
 pce2(bv) = 1e-4;
 pce1(bp) = 264175;
 pce2(bp) = 2e-4;
 pce1(po) = 88855;
 pce2(po) = 2e-4;

Eq_OBJ..

OBJ=E=beta*SUM(alli,COUT(alli)\$i(alli))+alpha*SUM((alli,allj),BIN(alli)*BIN(allj)*SQRT(power((coordx(allj)-coordx(alli)),2)+power((coordy(allj)-coordy(alli)),2)));

**** Definition du modele**

MODEL COUTEFF /ALL/;

COUTEFF.optfile = 1;

COUTEFF.nodlim = 100000;

COUTEFF.iterlim = 200000;

option optcr = 0.001;

**** Resolution du modele**

SOLVE COUTEFF USING MINLP MINIMIZING OBJ;

PARAMETER

effsim(*) Efficacite optimale correspondant a l'enveloppe budgetaire

coutsim(*) Cout optimal correspondant a l'enveloppe budgetaire

rejetsim(*) Rejets polluants

coutmarg(*) Cout marginal de depollution;

```

effsim(i) = EFF.l(i);
effsim("tot") = SUM(i,EFF.l(i));
effsim("bl") = SUM(bl,EFF.l(bl));
effsim("bv") = SUM(bv,EFF.l(bv));
effsim("bp") = SUM(bp,EFF.l(bp));
effsim("po") = SUM(po,EFF.l(po));
effsim("vo") = SUM(vo,EFF.l(vo));

```

```

coutsim(i) = COUT.l(i);
coutsim("tot") = SUM(i,COUT.l(i));
coutsim("bl") = SUM(bl,COUT.l(bl));
coutsim("bv") = SUM(bv,COUT.l(bv));
coutsim("bp") = SUM(bp,COUT.l(bp));
coutsim("po") = SUM(po,COUT.l(po));
coutsim("vo") = SUM(vo,COUT.l(vo));

```

```

rejetsim(i) = REJET.l(i);
rejetsim("tot") = SUM(i,REJET.l(i));
rejetsim("bl") = SUM(i,REJET.l(i)$bl(i));
rejetsim("bv") = SUM(i,REJET.l(i)$bv(i));
rejetsim("bp") = SUM(i,REJET.l(i)$bp(i));
rejetsim("po") = SUM(i,REJET.l(i)$po(i));
rejetsim("vo") = SUM(i,REJET.l(i)$vo(i));

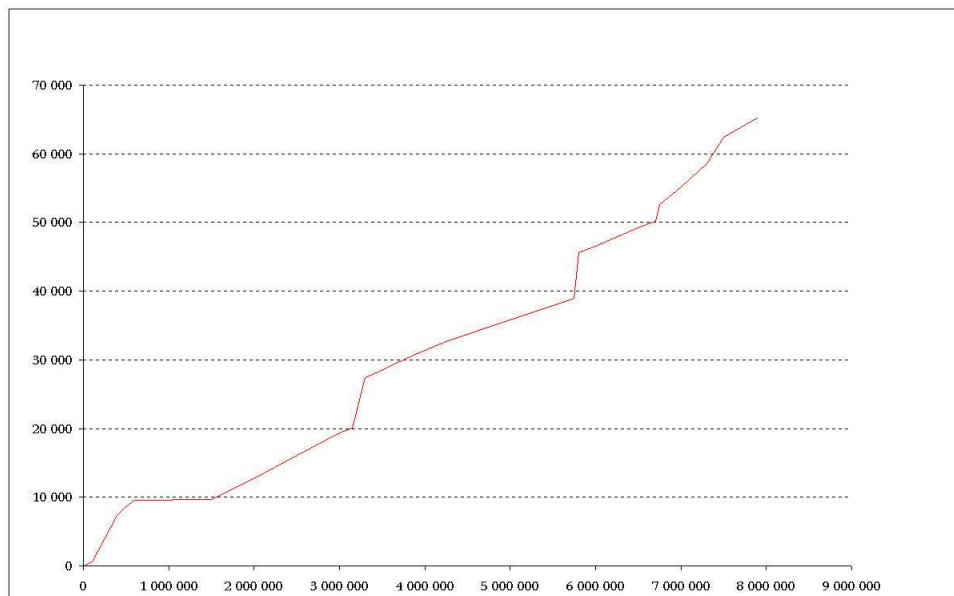
```

```

coutmarg(i) = pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i));
coutmarg("tot") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)));
coutmarg("bl") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bl(i)));
coutmarg("bv") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bv(i)));
coutmarg("bp") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$bp(i)));
coutmarg("po") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$po(i)));
coutmarg("vo") = SUM(i,pcem(i)*exp(pce2(i)*EFF.l(i)$vo(i)));

```


Annexe 10 : Domaine des solutions optimales du scénario 3 : maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire



Annexe 11 : Lien entre la pollution et le coût de dépollution (90 exploitatons)

Modalités UGBN maîtrisable	Nombre d'exploitations	Pollution initiale	Coût-efficacité	Ecart-type
26-71	23	1 773	237	108,7
71-120	28	3 403	143	64,1
120-190	20	5 561	100	51,6
190-1230	19	13 937	110	59,7
Total	90			

TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Les sources de pollutions diffuses et ponctuelles associées aux productions animales.....	35
Figure 2 : Effet d'une taxe sur les productions.....	44
Figure 3 : Incertitude sur la fonction de dommages.....	46
Figure 4 : Incertitude sur les coûts de dépollution.....	47
Figure 5 : Effet d'une subvention sur la production d'une branche industrielle.....	50
Figure 6 : Coût-bénéfice pour une restauration totale du préjudice.....	59
Figure 7 : Coût-bénéfice pour une restauration partielle du préjudice.....	60
Figure 8 : Restauration partielle du préjudice et minimisation des coûts.....	61
Figure 9 : Choix des facteurs de production et minimisation du coût.....	63
Figure 10 : Maximisation de la dépollution sous contrainte budgétaire.....	66
Figure 11 : Représentation des effets du principe " <i>non pollueur, non payeur</i> "...	83
Figure 12 : Représentation des variables et des individus principaux (ACM 1-3)	148
Figure 13 : Etapes successives pour la détermination de l'échantillon final.....	156
Figure 14 : Coût-efficacité de la mise aux normes des exploitations d'élevage...	171
Figure 15 : Fonctions de coût marginal de dépollution par type d'élevage.....	172
Figure 16 : Ensemble des solutions optimales du programme de minimisation des coûts.....	200
Figure 17 : Ensemble des solutions optimales du programme de maximisation de la dépollution.....	205
Figure 18 : Confrontation des solutions optimales des deux programmes.....	208
Figure 19 : Coût optimal de dépollution : <i>Minimisation des coûts</i>	214
Figure 20 : Coût optimal de dépollution : <i>Maximisation de la dépollution</i>	216

Figure 21 : Domaine des solutions optimales du scénario 2.....	217
Figure 22 : Répartition des exploitations sur un plan	218
Figure 23 : Domaine des solutions optimales : <i>Minimisation des coûts</i>	219
Figure 24 : Coûts marginaux optimaux de dépollution selon les scénarios : <i>minimisation des coûts</i>	221
Figure 25 : Coûts marginaux optimaux de dépollution selon les scénarios : <i>maximisation de la dépollution</i>	223
Figure 26 : Coût marginal optimal de dépollution par type d'élevage.....	224
Figure 27 : Nombre optimal d'exploitations intégrées en fonction de la dépollution : <i>Minimisation du coût</i>	226
Figure 28 : Répartition des exploitations intégrables quand $\bar{E}=20\ 000\ kg$	228
Figure 29 : Coût moyen de dépollution par type d'élevage.....	232

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Exemples d'effets négatifs produits par l'agriculture.....	30
Tableau 2 : Exemples d'effets positifs produits par l'agriculture sur l'environnement.....	31
Tableau 3 : Exploitations intégrables au PMPOA et plancher d'intégration.....	89
Tableau 4 : Taux de base de la redevance (en francs par an).....	92
Tableau 5 : Valeurs des coefficients de primes des exploitations d'élevage.....	93
Tableau 6 : Plafonds d'investissement par type de travaux.....	96
Tableau 7 : Plafonds d'investissement pour les élevages avicoles.....	98
Tableau 8 : Directives européennes et normes françaises.....	108
Tableau 9 : Pourcentage d'exploitations spécialisées dans la production animale par département (OTEX, 1993).....	139
Tableau 10 : Modalités des variables quantitatives (isofréquence).....	147
Tableau 11 : Identification des variables dont les corrélations aux axes sont les plus fortes.....	149
Tableau 12 : Moyennes et écarts types des variables principales par classe d'exploitation.....	150
Tableau 13 : Nombre d'exploitations par classe et type d'élevage.....	152
Tableau 14 : Modalités significatives des types d'élevages.....	152
Tableau 15 : Tableau de contingence des effectifs.....	154
Tableau 16 : Coefficients de conversion en UGBN par espèce animalière.....	159
Tableau 17 : Nombre d'exploitations et UGBN maîtrisables par type d'élevage et par année d'intégration.....	159
Tableau 18 : Quantité d'azote totale produite par les exploitations d'élevage (en Kg/an).....	160
Tableau 19 : Taux des pollutions résiduelles (= 1 – coefficient de prime).....	162

Tableau 20 : Estimation de l'efficacité théorique maximale (Kg d'azote /an).....	163
Tableau 21 : Somme des contributions au Chi2 (variables " <i>UGBN maîtrisable</i> " / " <i>Montant éligible</i> ").....	164
Tableau 22 : Somme des contributions au Chi2 (variables " <i>efficacité max</i> " / " <i>Montant éligible</i> ").....	165
Tableau 23 : Modalités significatives des types d'élevages.....	165
Tableau 24 : Variables principales du coût de la mise aux normes.....	167
Tableau 25 : Coefficients de détermination des différentes fonctions testées	169
Tableau 26 : Paramètres de la fonction de coût-efficacité par type d'élevage.....	170
Tableau 27 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts.....	179
Tableau 28 : Présentation des dérivées premières et secondes.....	181
Tableau 29 : Conditions de premier ordre du programme de maximisation de la dépollution.....	182
Tableau 30 : Présentation des dérivées premières et secondes	184
Tableau 31 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts (scénario 2).....	186
Tableau 32 : Conditions de premier ordre du programme de minimisation des coûts (scénario 3).....	188
Tableau 33 : Surplus estimés pour les programmes de minimisation des coûts de dépollution.....	221
Tableau 34 : Variations de bien être en équivalent Kg de dépollution pour le programme de maximisation de la dépollution.....	222
Tableau 35 : Surplus estimés en F. pour les programmes de minimisation des coûts de dépollution.....	225
Tableau 36 : Pollution initiale et ratio coût-efficacité moyens.....	229
Tableau 37 : Part du coût fixe par rapport au coût total de dépollution.....	231
Tableau 38 : Variables principales des scénarios quand $\bar{E} = 20000 \text{ Kg}$	234
Tableau 39 : Coûts de dépollution et pollutions produites par les élevages.....	236

