



HAL
open science

Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

Philippe Le Goffe

► **To cite this version:**

Philippe Le Goffe. Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique. 1302 UMR SMART Structures et marchés agricoles, ressources et territoires SMART Phg 42 CB 035685 Rapport d'expertise réalisé à la demande des ministères en charge de l'Agriculture et de l'Ecologie. 2012. hal-02810524

HAL Id: hal-02810524

<https://hal.inrae.fr/hal-02810524>

Submitted on 6 Jun 2020

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.

Chapitre 10. Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

Auteur

Philippe Le Goffe

Résumé

Ce chapitre examine comment les préoccupations d'efficacité économique (au sens de la création de valeur et de la réduction des coûts) et de redistribution peuvent être intégrées dans la conception des politiques de maîtrise des flux d'azote. D'une manière générale, les économistes recommandent de viser une réduction de pollution d'autant plus forte que les bénéfices environnementaux sont élevés et les coûts des producteurs sont faibles. Cependant, il convient également d'arbitrer entre les gains de cette différenciation et les coûts de transaction liés à la mise en œuvre de la politique. Ces principes sont appliqués au choix de l'assiette et des instruments dans le cas de l'azote des élevages.

En matière d'assiette, si leurs coûts de transaction sont limités, les indicateurs de résultats (type proxy des fuites d'azote) sont préférés aux indicateurs de moyens (intrants, technologie, outputs), car ils permettent à l'éleveur d'innover et de minimiser les coûts. Il peut néanmoins être intéressant d'y associer des pratiques agricoles quand elles sont systématiquement coûts-efficaces.

En matière d'instruments, la réduction des pollutions diffuses passe nécessairement par des instruments quantitatifs ou économiques, face à l'inefficacité du volontariat, due à la difficulté de valoriser les efforts environnementaux des producteurs sur les marchés. A la différence du cas des pesticides, le quota est préféré à la taxe, notamment dans le cas des fertilisants, car il permet d'atteindre la cible environnementale sans pénaliser la croissance des plantes ni le revenu des producteurs. Le quota devient efficace économiquement quand il peut être échangé entre les producteurs, comme c'est le cas sur les marchés de l'épandage, mais cette efficacité allocative n'est atteinte que si le principe pollueur-payeur est appliqué et que l'usage des subventions est strictement encadré. Le principe pollueur-payeur devrait être étendu aux risques de pollution accidentelle des élevages, via la loi sur la responsabilité environnementale et l'obligation d'assurance.

Résultats d'un long processus sous la pression de la Commission européenne, les politiques des pays du nord de l'Europe sont plus conformes aux prescriptions économiques que celle de la France, qui a privilégié l'inflation réglementaire et les subventions, au détriment des incitations et du principe pollueur-payeur. Ses évolutions récentes vont néanmoins dans le bon sens, même s'il manque toujours les modalités de contrôle et de sanction pour faire respecter les normes.

Mots-clés

Elevage, azote, épandage, pollution, environnement, coûts, bénéfices, quota, taxe, subvention, marché, économie, politique.

Chapitre 10. : Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique

10.1. Cadre économique de la régulation	464
10.2. Incitations économiques versus quotas	467
10.3. Taxation, subvention et principe pollueur-payeur.....	468
10.4. Régime de responsabilité.....	470
10.5. Choix de l'indicateur adapté à la pollution des élevages.....	471
10.5.1. Le contenu en azote des inputs	471
10.5.2. Les Outputs.....	474
10.5.3. Les indicateurs de fuites d'azote	474
10.5.4. Les pratiques agricoles	475
10.5.5. La pollution ambiante	476
10.6. Application des marchés de droits à polluer à l'élevage.....	476
10.7. Démarches volontaires et coopération.....	481
10.7.1. La littérature économique sur les approches volontaires (AV)	481
10.7.2. Volontariat et coopération	482
10.8. La France n'a pas fait les mêmes choix que les pays du nord de l'Europe	484
10.8.1. Le dispositif français.....	484
10.8.2. Le modèle danois suivi par les pays du nord	487
10.9. Synthèse et conclusions	489
Références bibliographiques citées	494
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 10.....	500

Au cours du siècle dernier, les prix relatifs des facteurs de production de l'agriculture européenne ont beaucoup évolué sous l'effet du progrès technique et de la croissance. Les chapitres précédents ont montré comment ces forces du marché – le coût croissant du travail en particulier - ont conduit à la spécialisation des exploitations agricoles et des régions, ainsi qu'à l'agrandissement des exploitations et à la concentration des productions animales dans certaines régions du territoire européen. La recherche d'économies d'échelle et d'agglomération sont à l'origine de ces évolutions, qui expliquent largement les problèmes environnementaux liés aux flux d'azote des élevages. A cela il faut ajouter l'intensification des productions fourragères et bovines, qui a été tirée par le prix croissant du foncier et les aides couplées de la PAC.

Alors que les producteurs et les filières agricoles prennent leurs décisions sur la base de ces indications du marché et de la PAC, ils ne reçoivent pas de signaux qui les inciteraient à épargner ou à produire des biens environnementaux, dans la mesure où ces biens échappent largement au marché. L'environnement a en effet le plus souvent des caractéristiques de bien collectif (absence de droit de propriété) et d'externalité (gratuité), qui rendent impossibles les transactions. L'absence de droits de propriété et de prix explique que la valeur de l'environnement ne soit pas prise en compte dans les arbitrages. Or, cette valeur existe, car l'environnement intervient comme facteur de production ou contribue au bien-être des consommateurs, qui sont prêts à payer pour en bénéficier. Il en résulte que le marché seul n'optimise pas la production de richesse, puisque la valeur de l'environnement perdue peut être supérieure à la valeur marginale de la production ou au coût nécessaire pour éviter les atteintes.

Des politiques environnementales sont donc nécessaires, pour préserver le capital naturel et fournir aux producteurs les incitations que le marché n'apporte pas. Cependant, cet état idéal peut difficilement être décentralisé, car même en admettant qu'on puisse établir des droits de propriété sur l'environnement, les coûts de transaction empêcheraient producteurs et consommateurs de négocier entre eux des améliorations. La construction des politiques environnementales par l'Etat pose alors un certain nombre de questions, auxquelles le chapitre va essayer de répondre dans le cas des flux d'azote des élevages. Il y a d'abord la question théorique du niveau d'environnement qui doit constituer la cible de la politique : sur quelles bases doit-il être défini ? Dans le cas de la directive nitrate ce sont des considérations agronomiques (l'équilibre de la fertilisation azotée) qui ont été retenues, mais on verra que les économistes ont d'autres critères, qui ont été pris en compte dans la directive cadre sur l'eau. Il y a ensuite plusieurs questions, à la fois théoriques et empiriques, qui portent sur les moyens d'atteindre la cible environnementale : parmi les instruments utilisables, quelle place respective faire à la norme et aux incitations économiques, voire au marché et sur quels critères ? Faut-il utiliser des taxes ou des subventions et comment responsabiliser les éleveurs ? Comment choisir les indicateurs environnementaux sur lesquels on appliquera les instruments de maîtrise des flux d'azote ? Peut-on se passer de réglementation ou d'incitation et compter sur le volontariat des producteurs ? Enfin, y-a-t-il des enseignements à tirer de l'expérience des pays étrangers confrontés aux mêmes problèmes que nous ?

La première section est inspirée de l'économie publique. Pour les économistes, la création effective de valeur implique de raisonner sur la richesse collective à laquelle participe l'environnement et pas seulement sur la richesse privée issue des activités marchandes¹. Autrement dit, il n'est pas efficace économiquement de continuer à produire si l'activité crée plus de dommages environnementaux que de valeur ajoutée. On verra que, décliné au niveau de chaque exploitation d'élevage, ce raisonnement conduit à différencier l'objectif environnemental selon l'intérêt qu'on porte aux milieux et au minimum selon les coûts et bénéfices des producteurs. La section introduit également les coûts de mise en œuvre de la politique, qu'ils soient administratifs ou supportés par les producteurs. Ces coûts de transaction (par analogie avec le marché), qui existent dans la « vraie vie », modifient les décisions qui seraient prises dans un univers de « premier rang » (hors coûts de transaction).

Pour atteindre ses objectifs, la politique environnementale peut mettre en œuvre des instruments quantitatifs et/ou des incitations économiques. Avant d'envisager leur application à la maîtrise des flux d'azote, la deuxième section les compare du point de vue de l'efficacité environnementale (avantage à la norme) et économique

¹ Il s'agit ici d'une approche en termes de durabilité faible, qui fait l'hypothèse que la substitution est possible entre le capital naturel et le capital produit par l'homme.

(avantage à l'incitation), de la flexibilité et des conséquences en termes de redistribution. Les deux sections suivantes montrent comment le principe pollueur-payeur et le principe de responsabilité environnementale restaurent l'optimum économique et incitent à prévenir les dommages, en internalisant les coûts et les risques environnementaux. On en tire des enseignements portant sur : 1) la limitation des subventions à la dépollution et 2) l'obligation d'assurance en responsabilité civile des élevages. Un point particulier est consacré aux limites de l'éco-conditionnalité des aides PAC, dont l'objectif est de pénaliser le non respect des normes environnementales, parmi lesquelles figure la directive nitrate.

La cinquième section est plus empirique. Elle examine, sous le double angle de l'efficacité de premier rang et des coûts de transaction, les indicateurs environnementaux potentiels qui peuvent servir d'assiette à une politique de maîtrise des flux d'azote des élevages, qu'elle soit basée sur les normes ou les incitations. Contenu en azote des inputs, outputs, indicateurs de fuite d'azote, pratiques agricoles et pollution ambiante sont ainsi passés en revue.

Parmi les indicateurs environnementaux, celui concernant les fuites d'azote, assimilable à un quota de fertilisation, est particulièrement intéressant pour gérer la qualité de l'eau. En effet, ce quota peut s'échanger sur un marché de l'épandage et cumule alors les avantages de la norme et de l'incitation. C'est pourquoi la sixième section est consacrée à l'analyse de ces marchés de l'épandage. Les questions portant sur la minimisation et l'internalisation des coûts, la réduction de l'azote minéral, la capitalisation dans le prix du foncier et la redistribution, les nuisances liées aux échanges, sont examinées dans cette section.

Enfin, la revue des instruments ne serait pas complète si on ne consacrait pas une septième section aux démarches volontaires et à la coopération entre les producteurs pour réduire les flux d'azote, souvent mises en avant par les producteurs pour éviter les règlements et les taxes et parfois par les pouvoirs publics eux-mêmes. On verra que ces démarches ont une portée très limitée, en raison de la difficulté à valoriser les efforts environnementaux des producteurs sur les marchés, due aux caractéristiques d'externalité et de bien collectif possédées par les biens environnementaux, mais aussi curieusement par les produits commercialisés par les producteurs.

On termine par une comparaison des politiques conduites en France et dans les pays du nord de l'Europe (Danemark et Pays-Bas), où on constate que ces dernières sont beaucoup plus conformes aux prescriptions de l'analyse économique. La dernière section synthétise les enseignements du chapitre et conclut.

10.1. Cadre économique de la régulation

Griffin et Bromley ont été les premiers à proposer une analyse économique de la régulation des pollutions agricoles diffuses (Griffin and Bromley, 1982). Shortle *et al.* ont enrichi cette analyse en introduisant notamment la dimension stochastique (Shortle *et al.*, 1998). Ils considèrent n producteurs agricoles, dont le profit et les émissions polluantes sont des fonctions croissantes des intrants utilisés dans la production agricole. Dans ce contexte, la réduction de la pollution passe par un moindre usage des intrants et la diminution du profit, diminution qui représente le coût de réduction de la pollution. Les producteurs sont à l'origine d'un dommage environnemental, exprimé monétairement, qui est une fonction croissante des émissions polluantes. Les fonctions de profit marginal et de dommage marginal sont respectivement décroissante et croissante avec les intrants.

En l'absence de politique, chaque producteur maximise son profit de son côté en annulant le profit marginal tiré d'une unité supplémentaire d'intrant. Cet équilibre concurrentiel n'est pas optimal, dans la mesure où les producteurs ne reçoivent pas de signal marchand qui les inciterait à prendre en compte la pollution qu'ils émettent. En effet, les biens environnementaux ont généralement des caractéristiques de biens collectifs, l'absence de droits de propriété notamment, qui rendent les échanges marchands impossibles. Ces biens ou ces maux (pollution par exemple) ont également des caractéristiques d'externalité, dans la mesure où ils sont fournis sans compensation monétaire (en dehors du marché).

Pour les économistes, le meilleur compromis entre la production agricole et la pollution est obtenu en recherchant l'usage des intrants qui maximise la valeur collective nette, c'est-à-dire la différence entre la somme des profits agricoles et le dommage environnemental. Cet optimum social constitue la cible de la politique environnementale. Il est atteint si chaque producteur égalise le bénéfice marginal tiré des intrants au dommage environnemental marginal qu'il provoque, c'est-à-dire qu'il ne doit pas continuer à employer des intrants si le dommage supplémentaire est supérieur au profit supplémentaire. Cette condition est réalisée pour des consommations d'intrants qui dépendent des fonctions de profit et de dommage environnemental, fonctions qui sont différentes entre producteurs mais aussi entre milieux récepteurs de la pollution. Toutes choses égales par ailleurs, un profit marginal plus élevé conduira à tolérer une consommation d'intrants plus élevée par le producteur, alors qu'un dommage marginal plus élevé lié à un milieu récepteur plus sensible plaidera pour une réduction de la consommation d'intrants polluants.

La recherche de cette allocation optimale implique donc de différencier l'utilisation d'intrants selon le profit de chaque producteur, selon l'impact de ses émissions polluantes sur le milieu récepteur, mais aussi selon la sensibilité du milieu récepteur (et des populations qui en tirent profit) à la pollution.

Identifier cet optimum social supposerait de disposer d'informations sur les coûts et les bénéfices de la réduction de la pollution. Or il est souvent difficile d'obtenir des informations sur le dommage environnemental, dans la mesure où ce dernier est en grande partie non-marchand, à la différence des coûts de réduction de la pollution. Ceci explique pourquoi Griffin et Bromley proposent dans un deuxième temps d'abandonner les dommages et de choisir comme nouvelle règle normative la maximisation de la somme des profits agricoles, sous contrainte de ne pas dépasser un certain niveau de pollution globale (Griffin and Bromley, 1982). Cette règle est mise en œuvre empiriquement par l'analyse coût-efficacité alors que la précédente renvoie à l'analyse coût-bénéfices. Selon Horan, elle est particulièrement adaptée à la conception des instruments de régulation des pollutions (Horan and Shortle, 2001). Si la pollution globale est représentée par la somme des intrants utilisés par les différents producteurs, cette allocation à moindre coût, encore dite « coût-efficace », est atteinte quand les profits marginaux des producteurs sont égaux entre eux et au prix fictif de la contrainte. Ici encore, sa recherche nécessite de différencier l'utilisation d'intrants selon les producteurs, dans la mesure où ils ont des fonctions de profit différentes. En l'absence d'information sur les dommages, le prix fictif de la contrainte donne une mesure monétaire de la sévérité de la norme environnementale et l'idée que le régulateur se fait du dommage environnemental marginal (Huhtala and Marklund, 2008).

On peut raisonner de façon analogue l'introduction de technologies de dépollution, qui permettent de déconnecter pollution et production. L'allocation optimale, qui minimise la somme des coûts sociaux (somme des coûts de dépollution des producteurs et du dommage environnemental), est atteinte quand le coût marginal de dépollution de chaque producteur est égal au dommage environnemental marginal. L'allocation coût-efficace, qui réalise la minimisation de la somme des coûts de dépollution des producteurs sous contrainte d'un niveau global de pollution, est obtenue lorsque les coûts marginaux de dépollution des producteurs sont égaux entre eux et au prix fictif de la contrainte.

La recherche de l'efficacité économique impose donc de différencier et cibler la politique environnementale selon les producteurs et les milieux, dans le cas de l'allocation optimale, ou au moins selon les producteurs, si on vise l'allocation coût-efficace. En outre, si l'objectif est de réduire les émissions polluantes, il sera a priori moins coûteux pour les producteurs de cibler les émissions polluantes plutôt que les intrants, les produits agricoles ou les procédés et les technologies. Pour allouer les intrants ou la pollution de manière à réaliser ces égalités entre les valeurs marginales, il faut disposer d'informations sur les émissions, les profits et les coûts des différents producteurs, voire d'informations sur les dommages aux différents milieux.

Les instruments intensifs en information, qui différencient les producteurs et les milieux et ciblent les émissions polluantes, apportent un gain d'efficacité économique si on ne tient pas compte des coûts de mise en œuvre de

la politique. Cependant, ces coûts administratifs, qualifiés de coûts de transaction par analogie avec ce qui se passe sur le marché (Coase, 1960), sont potentiellement très importants dans le cas des pollutions diffuses, car les producteurs sont nombreux, les milieux hétérogènes et les émissions polluantes individuelles trop difficiles à mesurer en routine. On peut alors consentir une perte d'efficacité allocative en diminuant la précision de la politique, si la réduction des coûts administratifs est supérieure, de manière à atteindre un produit social plus élevé, comme cela a été expliqué par Coase (Coase, 1960). Cet arbitrage entre précision et coûts de transaction a également été évoqué par Vatn à propos des politiques de la multifonctionnalité de l'agriculture (Vatn, 2001). Au nom de cet arbitrage, certains auteurs recommandent une application uniforme de la politique environnementale, en se limitant à un nombre limité d'inputs et de pollutions (Horan and Shortle, 2001).

Pour affiner cet arbitrage, il faut disposer des informations empiriques portant sur l'efficacité allocative et les coûts de transaction. Malgré les appels anciens à la recherche empirique sur ces questions (voir par exemple (Shortle et al., 1998)), on trouve peu de travaux dans la littérature, notamment sur les coûts de transaction. En l'absence d'informations empiriques permettant de quantifier l'arbitrage, on s'inspirera des principes suivants pour concevoir les politiques de maîtrise des pollutions diffuses :

- Viser un degré de différenciation qui améliore l'efficacité allocative, mais qui ne soit pas trop coûteux en information
- Chercher un indicateur de pollution moins intensif en information, mais suffisamment corrélé aux émissions

Lacroix *et al.* ont travaillé sur la territorialisation des politiques de réduction de la pollution de l'eau par les nitrates agricoles (Lacroix et al., 2006). Leur revue de la littérature empirique (comme celle de Shortle (Shortle et al., 1998)) montre que les politiques différenciées dans l'espace présentent de réels gains d'efficacité économique par rapport aux politiques uniformes et que les coûts de transaction supplémentaires sont davantage liés au besoin d'information qu'à la mise en œuvre et au contrôle des instruments de régulation. Selon ces auteurs, la différenciation doit se décliner en tenant compte d'une double hétérogénéité : l'hétérogénéité des producteurs en faisant porter davantage l'effort sur ceux dont les coûts de réduction sont les plus faibles, l'hétérogénéité du milieu en réduisant davantage la pollution là où cela procure des bénéfices plus grands (voir aussi Mahé et Le Goffe (Mahé and Le Goffe, 2002)).

Concernant les producteurs, on verra que les instruments économiques opèrent cette différenciation automatiquement sans nécessiter d'information (dont certains qui permettent de faire révéler l'information par les producteurs eux-mêmes). On peut aussi avoir recours à une norme différenciée selon une typologie simplifiée des producteurs ou des systèmes de production, comme les plafonds de fertilisation totale des pays du nord de l'Europe, qui sont déclinés par culture et type de sol. On fait ici l'hypothèse implicite que les profits marginaux varient selon les cultures et les types de sol, et que l'égalité des profits marginaux de l'azote sur les céréales et l'herbe est obtenue pour des niveaux d'azote plus élevés pour l'herbe que pour les céréales. Lacroix *et al.* recommandent de cibler les producteurs par ordre de coût de réduction croissant : éleveurs (réduction des intrants azotés), cultivateurs (implantation de cultures intermédiaires), producteurs en conditions défavorables (changement de système de production) (Lacroix et al., 2006).

La différenciation des impacts et des dommages selon les milieux peut être réalisée en distinguant des zones de sensibilité environnementale spécifique, dans lesquelles les instruments seront différenciés (incitations ou normes). Cependant, la taxation différentielle des intrants ou des pollutions se heurte à l'obligation d'égalité devant l'impôt et au risque de marché noir (Verchère, 2010), ce qui conduit à lui préférer une action sur les normes. Au Danemark, les normes sont zonées pour l'eutrophisation, l'ammoniac de l'air et les odeurs de lisier. En France, la directive nitrate prévoit une norme d'azote organique qui s'applique partout, mais plafonne la fertilisation azotée totale uniquement dans les Zones d'action complémentaires (ZAC) situées en amont des prises d'eau potable et dans les bassins versants classés à algues vertes, où les enjeux environnementaux sont

spécifiques². Ici, plutôt que de zoner l'instrument, on a choisi d'associer un premier instrument général et un deuxième instrument réservé aux zones sensibles, comme le proposent Carpentier et Barbier pour la régulation des pesticides (Carpentier and Barbier, 2005). Cette solution permet de réduire les coûts de transaction. Une fois prise en compte l'hétérogénéité des milieux par un zonage approprié, le problème se réduit à trouver l'allocation coût-efficace dans chaque zone, c'est-à-dire à différencier les producteurs.

10.2. Incitations économiques versus quotas

Dans la littérature sur les politiques environnementales, il est classique de comparer les deux grandes catégories d'instruments : incitations économiques (taxes, subventions, marchés de droits...) et instruments quantitatifs ou réglementaires (quotas, normes, obligations ou interdictions...). La spécificité des incitations est de compter sur le comportement optimisateur des agents (maximisation d'un profit ou minimisation d'un coût), qui selon la théorie conduit ces derniers à comparer un profit ou un coût marginal au signal de prix fourni par l'incitation, de manière à réaliser l'égalité, condition de l'optimum de l'agent. En raison des rendements décroissants et des coûts marginaux croissants, le signal de prix incite les producteurs à modifier leur comportement de production ou de pollution dans le sens d'une moindre utilisation d'intrants et d'une réduction de la pollution.

Horan *et al.* ont répertorié les situations où la réglementation devrait être préférée aux incitations, en raison de son efficacité environnementale (Horan and Shortle, 2001). Il s'agit d'abord des situations où un haut degré de certitudes est exigé en raison de risques d'irréversibilité ou de dommages potentiellement très élevés. Dans ce cas, les incitations donnent un résultat incertain, car le régulateur ne connaît pas les fonctions de coût et de bénéfice des producteurs, qui sont les fonctions de réaction des intrants ou de la pollution aux incitations. Il s'agit ensuite de l'obligation ou de l'interdiction de pratiques qui produisent systématiquement un gain ou une perte sociale, respectivement. On peut citer les exemples de l'obligation de la couverture des sols en hiver, pour réduire l'érosion et les fuites d'azote, ou l'interdiction de pesticides dangereux.

La théorie prévoit que l'utilisation d'une incitation conduit mécaniquement à l'allocation coût-efficace, dans la mesure où elle réalise l'égalité des valeurs marginales des différents producteurs au signal de prix et donc entre elles, sans qu'il soit besoin de connaître les fonctions de réaction des agents, ni de fixer le niveau d'intrant ou de pollution qui devra être atteint par chaque producteur. *A contrario*, le quota uniforme ne permet pas de réaliser l'égalité des valeurs marginales des producteurs, à moins que ces derniers n'aient des fonctions de réaction identiques. Ceci explique que dans les travaux empiriques, le coût global d'une même réduction de la pollution est en général plus faible, quand on utilise des taxes plutôt que des quotas indifférenciés. Par exemple, Kampas *et al.* montrent que les taxes sont toujours plus coût-efficaces que les quotas (Kampas and White, 2004). Cependant, la différence de coût est forte quand l'instrument porte sur le gel des terres, mais faible quand la politique cible les émissions ou les intrants. Comment interpréter ces variations entre les différents indicateurs de pollution ? Verchère note que le résultat théorique n'est pas toujours retrouvé empiriquement et l'explique par l'existence d'inefficacités dans l'utilisation des intrants (profit marginal nul) et par l'absence d'hétérogénéité de coûts entre les producteurs (Verchère, 2010).

Comme on l'a vu à la section précédente, il sera donc nécessaire de différencier le quota si on veut obtenir l'allocation coût-efficace, ce qui génère un besoin d'information et des coûts de transaction liés à la mise en œuvre de cette différenciation, potentiellement très élevés. Si on met à part ce problème majeur de la différenciation du quota, le besoin d'information et les coûts de transaction liés au contrôle du quota ou de l'assiette de la taxe sont les mêmes, dans le cas où la cible de la politique est un indicateur de résultat (émission ou proxy d'émission). En revanche, la taxe *ad valorem* (comme la TVA) ou par unité, sur les intrants ou sur les

²Dans un souci d'amélioration de l'efficacité environnementale, l'instrument général devrait porter sur la fertilisation totale (éventuellement zonée) et l'instrument spécifique sur les pratiques agricoles permettant de limiter les fuites d'azote (cultures intermédiaires, techniques culturales spécifiques, etc...).

produits, ne nécessite pas le contrôle de l'assiette de la taxe, ce qui réduit considérablement les coûts de transaction.

L'incitation est plus flexible aux changements de conditions économiques ou technologiques et va permettre une adaptation des producteurs, alors que le quota est rigide par définition. Ici encore, ceci est dû au fait que le fonctionnement de l'incitation repose sur le comportement optimisateur des agents. Le déplacement des fonctions de réaction avec la modification des conditions économiques ou technologiques déplace les optima du producteur. Ceci explique aussi pourquoi la taxe, le marché de droit ou la subvention offrent une incitation permanente à réduire la pollution et à rechercher les innovations technologiques qui permettent de réduire la pollution à moindre coût. En effet, la perspective de réduire le volume de taxe, de vendre des permis ou d'augmenter le volume de subvention constitue un puissant moteur pour développer ces innovations, qui n'existe pas dans le cas du quota. Shortle indique que l'effet de la taxe est particulièrement important à long terme, car des technologies sont développées pour économiser les facteurs chers (Shortle et al., 1998). Ce progrès technique induit est particulièrement pertinent en agriculture, comme l'ont montré Hayami et Ruttan (Hayami and Ruttan, 1985). L'infériorité de la réglementation est particulièrement criante dans le cas de la norme technologique, car en imposant la technologie, le procédé ou la pratique agricole, on empêche les producteurs d'innover pour rechercher la solution la moins coûteuse (pas d'efficacité dynamique). C'est pourquoi la norme technologique ne devra être utilisée que si la technologie est systématiquement coût-efficace ou génératrice de gain social (voir infra). Cependant, comme toujours, il faudra tenir compte de l'arbitrage entre l'efficacité allocative et les coûts de transaction.

Incitation et quota se différencient également sur les questions distributives. La redistribution est plus importante avec l'incitation, car au-delà du coût subi par le producteur lié à la dépollution ou à la réduction des intrants, qui existe autant pour l'incitation que pour le quota, il faut ajouter le volume de taxe, de subvention ou de permis échangés. Ceci explique évidemment l'hostilité des producteurs aux taxes et leur tropisme vers les subventions. Il est cependant possible de corriger l'effet distributif des taxes sur les revenus, par un schéma de compensation approprié, tel qu'il était envisagé pour la taxe carbone en France, ou comme cela existe au Danemark dans le cas de la taxation des pesticides (baisse des taxes foncières). Malgré cela, on constate que les taxes sont généralement conçues pour générer des ressources fiscales et pas pour inciter à réduire les pollutions, car leur niveau est trop faible, notamment en France. De la même façon, les subventions sont plus utilisées à des fins redistributives qu'allocatives.

Enfin, la littérature fait état de phénomènes de complémentarité ou de substitution entre pollutions, suite à la mise en place de politiques de maîtrise de des pollutions, qu'il s'agisse de quotas ou de taxes. Kampas et White observent des complémentarités entre les politiques visant à limiter les pertes d'azote et de phosphore (Kampas and White, 2002). Quand on restreint simultanément les pertes d'azote et de phosphore, la perte de profit est plus faible que la somme des pertes de profit dues aux quotas fixés indépendamment. De la même façon, les taxes pour obtenir des réductions de pertes données peuvent être plus faibles quand elles sont fixées simultanément et non indépendamment, surtout pour l'azote. Hopkins et al. montrent que la taxation des engrais azotés incite à procéder à des substitutions dans la rotation (Hopkins et al., 1996), ce qui se traduit par une substitution des pollutions (augmentation des nitrates, et de l'érosion pour certaines fermes).

10.3. Taxation, subvention et principe pollueur-payeur

La théorie standard montre que taxer les émissions polluantes ou subventionner la réduction des émissions, de manière uniforme, conduit dans les deux cas à une allocation coût-efficace. Le choix entre taxe et subvention dépend alors de la référence en matière de droits de propriété sur l'environnement. S'agissant de l'azote et des nitrates, c'est le code des bonnes pratiques agricoles de la directive « Nitrates » qui définit les droits de propriété sur l'environnement. Le règlement développement rural de l'UE précise explicitement que seules les pratiques qui vont au-delà des prescriptions du code des bonnes pratiques agricoles sont éligibles aux subventions. Ceci

indique implicitement que les entorses au code des bonnes pratiques agricoles devraient relever du principe pollueur-payeur

L'équivalence théorique entre taxation et subvention n'est cependant valable que dans un cadre statique et en l'absence de coûts de transaction (coûts d'information, de négociation et de contrôle). Baumol et Oates, Kolstad expliquent que la subvention permet aux entreprises qui ne sont pas durables de se maintenir, bien qu'elles soient incapables de supporter les coûts de dépollution en l'absence de subventions (Baumol and Oates, 1988 ; Kolstad, 2000). Selon Baumol et Oates, la subvention pourrait même inciter à l'expansion de la branche et des pollutions qui lui sont liées. Les subventions à la dépollution ont donc deux effets pervers : elles donnent aux entreprises l'illusion de la rentabilité et elles encouragent les produits à fort contenu en pollution. Le principe pollueur-payeur, qui est un principe de non-subvention³, a pour objectif de pallier ces effets. Il donne au producteur le signal d'arrêter de produire (et de polluer) quand le coût de dépollution supplémentaire devient supérieur à la valeur de la production supplémentaire. Il incite donc également à minimiser le coût de dépollution au niveau de l'exploitation. Ce faisant, il maximise la création de valeur et incite à la réduction des pollutions. Le principe pollueur-payeur peut être appliqué seulement à la marge (une aide forfaitaire reste possible), l'important étant que le producteur compare son bénéfice marginal au coût marginal de dépollution.

Un deuxième problème est que les aides sont souvent couplées à des technologies de dépollution particulières. Comme pour la norme technologique, le risque est de donner un avantage artificiel à une technologie qui ne serait pas systématiquement la moins coûteuse, risque qui n'existe pas quand la subvention est forfaitaire ou indexée sur la réduction d'un indicateur de performance. En France, l'aide importante au traitement du lisier a conduit à généraliser cette technologie, même dans les petits élevages où elle n'est pas rentable. Mahé et Le Goffe avaient montré que le coût moyen du traitement du lisier était supérieur au revenu moyen de la production porcine (Mahé and Le Goffe, 2002). Cette aide freine les restructurations et retarde la recherche de solutions durables de création de valeur dans les filières animales (élaboration et différenciation des produits, création de marques, etc...). Mahé et Le Goffe ont recommandé le recours à une aide neutre, qui ne modifie pas le choix que ferait le producteur en l'absence de subvention (Mahé and Ortalo-Magné, 2001). Dans une simulation de la directive « Nitrates » en Bretagne, Djaout et al. ont montré que les éleveurs de porc choisissent le traitement du lisier à court terme (Djaout et al., 2009), ce qui permet d'amortir les bâtiments en maintenant le cheptel (le travail et le capital sont fixes), mais préfèrent la réduction du cheptel à long terme, quand le travail et le capital deviennent flexibles. Une aide neutre permettrait de maintenir le cheptel à court terme, mais ne modifierait pas la décision du producteur à long terme.

En résumé, les taxes ou les pénalités pour dépassement de quotas sont préférables aux aides couplées à des technologies, mais des compensations forfaitaires peuvent permettre d'alléger les effets redistributifs pendant les périodes de transition. En revanche, Carpentier et Barbier recommandent d'aider les producteurs qui sont disposés à prendre le risque d'investir dans les technologies de dépollution innovantes, dans la phase de démarrage, dans le but de produire les biens publics que constituent l'information et les effets de réseau, indispensables à la diffusion de ces technologies (Carpentier and Barbier, 2005). Le Roch et al. pensaient également que la subvention n'avait de sens que si elle s'inscrivait dans une logique de changement technique (Le Roch and Mollard, 1996). S'agissant de la méthanisation par exemple, il serait utile de subventionner quelques projets pilotes au départ, mais il faudrait par la suite s'abstenir de baisser excessivement son coût, d'autant plus que la biomasse bénéficie de tarifs de rachat de l'électricité qui ont été revalorisés.

L'éco-conditionnalité des aides agricoles est un autre moyen de faire appliquer le principe pollueur-payeur, au même titre que les taxes ou les pénalités pour dépassement de quotas, en réduisant les aides en cas de non conformité. Mise en place en 2003, elle a d'ailleurs servi d'argument pour renoncer à la taxation des engrais azotés, qui avait été envisagée en 2006 à l'occasion de la nouvelle loi sur l'eau. Dans son rapport, la mission interministérielle sur les marées vertes en Bretagne consacre un paragraphe intéressant au renforcement de

³ Sauf exceptions et périodes de transition.

l'éco-conditionnalité des aides PAC (Dalmas et al., 2010). Les auteurs montrent que le dispositif actuel est inefficace, notamment en raison d'un trop grand formalisme des procédures, déjà relevé pour les contrôles de la réglementation sur les nitrates. Pour dissuader les surcharges animales, ils proposent la mise en place d'une sanction proportionnelle au dépassement du plafond d'azote organique, pouvant monter jusqu'à 20% des aides PAC, alors que le dispositif actuel prévoit une sanction fixe. L'absence de déclaration des flux d'azote serait également sanctionnée.

Ribaudo et al. notent que le mécanisme d'éco-conditionnalité ne fonctionne que si les producteurs qui contribuent aux problèmes de pollution reçoivent des aides agricoles (Ribaudo et al., 1999). Or le problème est qu'il n'y a pas toujours de relations entre le montant des DPU d'un producteur et le dommage environnemental dont il est responsable. Ce problème ne se pose probablement pas pour les productions végétales spécialisées ou les productions animales liées au sol, où DPU et pollution sont fonctions de la surface agricole et des effectifs animaux historiques. En revanche dans le cas des élevages hors-sol de porcs et de volailles, qui n'ont jamais bénéficié d'aides directes animales comme les productions bovines, on peut même penser que le dommage environnemental est inversement proportionnel au montant des DPU, puisqu'il augmente avec le chargement. D'une manière générale, la sanction devrait être incitative, c'est-à-dire qu'il faut concevoir la sanction pour que ce soit plus intéressant pour l'éleveur d'engager des coûts de résorption que de payer la sanction. Il faut donc aligner la sanction sur les coûts de résorption, généralement inversement proportionnels à la disponibilité en terres et donc au volume des DPU. On serait donc amenés à adapter le pourcentage de réfaction au cas par cas en fonction du système de production, ce qui empêcherait d'annoncer à l'avance un barème de réfaction comme le propose la mission algues vertes.

10.4. Régime de responsabilité

Les lois sur la responsabilité environnementale sont un moyen de faire appliquer le principe pollueur-payeur par les tribunaux. De telles lois existent aux États-Unis depuis 1980, alors que la directive européenne correspondante et sa transcription en droit français datent seulement de 2004 et 2008. L'objectif de ces textes de loi est d'inciter les exploitants à développer des pratiques propres à minimiser les risques de dommages environnementaux, en les rendant financièrement responsables des pollutions qu'ils provoquent. La loi impose la réparation en nature et exclut explicitement la réparation en équivalent pécuniaire. Les sols, l'eau, la faune et la flore sauvage rentrent dans le champ de la loi et intéressent a priori l'agriculture. Les limites de l'application de ces lois aux pollutions diffuses ont cependant été soulignées par Ribaudo et al. Et Weersink et al. (Ribaudo et al., 1999; Weersink et al., 1998). Un problème majeur réside dans l'impossibilité d'établir les responsabilités, en raison des caractéristiques particulières des pollutions diffuses (incertitudes, nombreux facteurs de variation des émissions, difficultés de mesure, etc.). Les pollutions diffuses sont d'ailleurs exclues du champ d'application des textes européens et français. Un deuxième problème tient aux coûts de transaction importants.

On ne peut donc envisager de faire reposer la régulation de la concentration animale et des excédents de sels nutritifs sur la responsabilité environnementale. En revanche, cette loi récente paraît être la réponse appropriée pour prévenir les cas de pollution ponctuelle des exploitations agricoles, notamment quand elles ont un caractère accidentel. Ces événements aléatoires n'étaient pas traités de manière satisfaisante, dans la mesure où le droit européen présentait des carences en matière de réparation des atteintes à l'environnement, puisque seul le préjudice personnel était reconnu⁴. Dans les zones d'élevage intensif, un exemple de ce type d'évènement est la rupture ou le dysfonctionnement des installations de stockage du lisier, responsables de mortalités brutales et massives de la faune piscicole. La fréquence de ces événements dans une région comme la Bretagne fait supposer que la législation sur les installations classées ne constitue pas un dispositif adapté pour les endiguer.

⁴ Cependant, la jurisprudence française avait commencé à introduire les notions de préjudice collectif et de dommage écologique.

La loi française ne prévoit pas de système de garantie financière (assurance), couvrant les risques environnementaux et l'insolvabilité des exploitants. Un tel système, facultatif mais encouragé par la directive européenne, pourrait être rendu obligatoire s'il apparaissait que la réparation n'était pas effective. L'Allemagne et l'Espagne, comme les États-Unis depuis longtemps, ont prévu cette disposition. Au-delà de la solvabilité, la garantie financière obligatoire présenterait aussi un intérêt incitatif. Les assurances ont pour fonction d'identifier et de réduire les risques par des incitations appropriées (exclusion, audits, franchises, primes différentielles, etc.). Les exploitants seraient incités à réduire les risques environnementaux, ou devraient supporter le coût de risques élevés, ce qui diminuerait la rentabilité des activités risquées et donc leur occurrence. On sait par exemple que les élevages sur litière présentent moins de risques pour l'eau que les élevages sur caillebotis avec stockage de lisier. Or, 90 % des élevages de porc sont sur caillebotis, car malgré des investissements plus élevés que les élevages sur litière, les économies de travail rendent ces systèmes globalement moins coûteux. La prise en compte des risques environnementaux par l'assurance conduirait probablement à des coûts supplémentaires pour les élevages sur caillebotis, liés à la sécurisation des installations ou à des surprimes, qui pourraient changer la hiérarchie des systèmes. En appliquant le principe pollueur-payeur à l'espérance des dommages, le marché de l'assurance internaliserait ainsi les risques environnementaux. L'assurance de la responsabilité civile environnementale existe déjà en agriculture, mais du fait de l'absence de prise en compte du préjudice collectif, les assurances n'étaient pas suffisamment incitées à identifier et à réduire les risques.

10.5. Choix de l'indicateur adapté à la pollution des élevages

Le choix de l'indicateur sur lequel on va appuyer la politique de réduction des flux d'azote est typiquement un problème d'arbitrage entre la précision de l'indicateur et les coûts d'obtention de l'information nécessaire à sa mise en œuvre. Traditionnellement, la littérature distingue les indicateurs de résultats (émissions, indicateurs d'émissions, pollution ambiante) et les indicateurs de moyens (inputs, produits, terres, pratiques et technologies). Face à l'impossibilité virtuelle d'observer les émissions diffuses des producteurs, le problème est donc d'identifier un (ou plusieurs) indicateur qui soit facilement observable et bien corrélé à la pollution. En effet, Horan et al. indiquent que plus l'indicateur est corrélé à la pollution, plus il est coût-efficace (Horan and Shortle, 2001). Au-delà de la corrélation à la pollution, l'absence de substitution avec d'autres formes de pollution est également importante (voir (Hopkins et al., 1996)).

La mesure de l'efficacité économique des différents indicateurs disponibles a fait l'objet de nombreux travaux empiriques, parmi lesquels on trouve davantage de travaux sur l'efficacité de premier rang que sur les coûts de transaction. La plupart de ces travaux couplent des modèles économiques d'optimisation à des modèles physiques, de façon à relier les émissions d'azote aux décisions des producteurs. La programmation linéaire et surtout non linéaire (programmation mathématique positive) est utilisée pour modéliser les plans de production des producteurs et le fonctionnement des marchés. Les modèles permettent de simuler l'introduction de taxes ou de quotas et leurs conséquences sur la rotation, les émissions polluantes et les coûts subis par les producteurs. Au sein de ces coûts, une distinction est toujours faite entre les coûts liés à la mobilisation des ressources pour réduire les émissions azotées, appelés coûts de réduction ou coûts sociaux, qui sont les véritables coûts et les transferts entre l'Etat et les producteurs (taxe ou subvention), qui n'affectent pas l'efficacité économique globale, mais participent de la redistribution des revenus. D'autres travaux moins nombreux développent une approche économétrique (estimation d'une fonction de profit duale intégrant une taxe sur les pertes d'azote, modèles de choix discret), utilisée pour simuler principalement la taxation des inputs et des pertes d'azote.

10.5.1. Le contenu en azote des inputs

L'idée la plus simple consiste à cibler le contenu en azote des inputs (engrais et aliments du bétail), dans la mesure où ces entrées d'azote alimentent directement ou indirectement le pool d'azote d'où partiront les fuites vers le milieu naturel. La taxation est l'instrument appliqué aux inputs le plus utilisé dans la littérature. Si on considère que le producteur maximise son profit, alors il égalise la recette marginale tirée de l'input au prix de

l'input. L'hypothèse de rendements décroissants en production végétale, mais aussi par exemple en production laitière, explique que l'augmentation du prix de l'input via la taxation réduise son utilisation, c'est-à-dire le niveau d'intensification et par suite les fuites d'azote. Outre la réduction de la dose, Vatn et al. espèrent de la taxation des engrais qu'elle favorise la substitution avec le lisier et encourage les pratiques qui réduisent les pertes (fractionnement) ou diffèrent la libération de l'azote (couvert végétal) (Vatn et al., 1997).

Les travaux sur les inputs ont surtout porté sur les engrais azotés. Cela mérite qu'on s'arrête sur cet indicateur, bien que ce choix puisse paraître incomplet s'agissant d'élevage. Il existe de nombreux travaux qui comparent l'efficacité économique des engrais azotés à celle des émissions. Par exemple, Pan *et al.* et plus récemment Kampas *et al.* ont modélisé l'agriculture et les fuites d'azote de bassins versants anglais de polyculture-élevage bovin afin de comparer des politiques (Kampas et al., 2002 ; Kampas and White, 2004; Pan and Hodge, 1994). Dans ces travaux, que l'instrument utilisé soit une taxe ou un quota, la même réduction d'émission est obtenue à un coût social plus faible en ciblant les émissions plutôt que les engrais azotés. Hopkins et al. obtiennent les mêmes résultats à partir de modèles d'exploitation individuelle, mais observe une différence de coût plus forte sur une exploitation associant culture et élevage que sur une exploitation spécialisée en production végétale (Hopkins et al., 1996). La moins bonne corrélation entre engrais azotés et émissions dans une exploitation avec élevage explique probablement la différence de coût plus importante avec l'indicateur de premier rang.

Cependant, ces résultats ne tiennent plus quand on intègre les coûts de transaction dans l'analyse, ce qui a été rarement fait. Kampas *et al.*, qui ont estimé les coûts de transaction, ont montré qu'ils étaient beaucoup plus importants que les coûts de réduction supportés par les producteurs (Kampas et al., 2002 ; Kampas and White, 2004). Ces auteurs ont utilisé les coûts de contrôle des NSA et des ESA pour représenter les coûts administratifs fixes associés respectivement aux taxes sur les émissions et sur les engrais. Les coûts de fonctionnement sont supposés se monter à un pourcentage spécifique du volume de taxe récolté. Ces coûts font changer la hiérarchie entre les indicateurs : si on les ajoute aux coûts de réduction, la taxe sur les engrais azotés permet de réduire la pollution à un coût plus faible que la taxe sur les émissions. On peut se demander si ces résultats, obtenus pour des bassins versants anglais de polyculture-élevage bovin, restent pertinents dans les zones où la production animale est concentrée, comme dans les bassins européens de production porcine (Bretagne, Pays-Bas, Danemark, etc.). En effet, l'élevage bovin est généralement lié au sol, surtout en Angleterre. Son intensification passe par celle de la production fourragère. Il y a donc probablement une meilleure corrélation entre engrais azotés et teneur en nitrates dans un bassin versant à orientation bovine que dans un bassin versant où l'élevage hors-sol de porcs et de volailles est dominant.

La taxe sur les engrais (inputs en général), par kg ou *ad valorem* (en pourcentage), est un dispositif qui ne demande pas d'information individuelle sur la consommation, dans la mesure où elle est payée à l'achat. Cependant, cet avantage en termes de coûts de transaction est contrebalancé par la faible efficacité de la taxation pour réduire la consommation d'engrais et par l'impact négatif sur les revenus des producteurs.

Bel *et al.* ont relevé dans la littérature des estimations très divergentes de l'élasticité-prix propre de la demande d'engrais (Bel et al., 2004). Carpentier et Rainelli ont recensé des élasticités-prix de la demande faibles (de -0,08 à -0,36), mais une augmentation à long terme liée au fait que les facteurs fixes deviennent variables et à la substitution entre facteurs (engrais/travail, engrais/terre) (Carpentier and Rainelli, 2002). Bel *et al.* ont fait l'analyse statistique de la consommation agrégée d'azote minéral dans 16 pays européens entre 1978 et 1998 (Bel et al., 2004). Une taxe sur l'azote minéral a existé en Autriche, Finlande, Norvège, Suède, à un taux relativement modéré, compris entre 20 et 70 %. Dans ces pays, on ne remarque pas de rupture dans l'utilisation d'engrais au voisinage de l'introduction de la taxe. On ne voit pas plus de différence dans la consommation d'engrais entre pays avec et sans taxe. L'analyse économétrique de la demande d'engrais montre qu'elle dépend peu de son prix propre (élasticité de -0,08 : -0,18 dans les années 1980, mais rigide dans la période récente), mais davantage du prix des pesticides (qui sont compléments) et du prix des produits agricoles. Elle est très liée à la progression des rendements et des terres arables. L'élasticité est légèrement plus élevée pour les pays à dominante animale, mais l'effet de substitution entre engrais organique et minéral n'est constaté que pour les

pays à fort surplus azoté. L'effet de la taxation n'est jamais significatif. La taxe devrait être très élevée pour inciter à réduire les engrais azotés, ce qui n'induirait pas forcément une amélioration des milieux dans la mesure où les deux critères ne sont pas toujours corrélés.

Chez Pan et Hodge et Hopkins *et al.*, qui utilisent des modèles d'optimisation, la taxe sur les engrais doit également être très élevée pour réduire leur consommation, ce qui confirme l'inélasticité de la demande d'engrais, bien que ces modèles ne capturent pas la totalité du comportement réel comme peut le faire l'économétrie (Hopkins *et al.*, 1996; Pan and Hodge, 1994). En conséquence, les coûts producteurs obtenus par ces auteurs avec une taxe sur les engrais sont 2 à 5 fois plus élevés que ceux observés en utilisant des quotas. La taxe sur les engrais donne également des coûts producteurs plus élevés que la taxe sur les émissions. Verchère a parlé à cet égard de double peine, dans la mesure où le producteur subit la perte de rendement et le fardeau prohibitif de la taxe (Verchère, 2010). La redistribution qui est ainsi opérée peut apparaître d'autant plus inéquitable (et anti-pédagogique) qu'elle ne tient pas compte des pratiques agricoles et de la façon dont les engrais sont utilisés par les producteurs. Plus largement, Verchère indique qu'il est impossible de différencier régionalement la taxe sur les engrais, car l'apparition du marché noir affaiblirait les objectifs de la différenciation (Verchère, 2010). Enfin, Soderholm et Christiernsson soulignent la dissonance entre la directive « Nitrates » et la taxation des engrais, dans la mesure où cette dernière ne permet pas de prévoir le respect des plafonds de fertilisation imposés par la réglementation européenne (Soderholm and Christiernsson, 2008). Au final, la taxation des engrais a plus été utilisée comme un impôt que comme un outil de réduction des nitrates par les pays qui l'ont mise en œuvre et le plus souvent abandonnée (Bel *et al.*, 2004).

La taxe sur les aliments du bétail présente des points communs avec la taxation des engrais. Il y a peu de travaux sur cet input, dans lesquels les coûts de transaction n'ont pas été intégrés. Christensen et Hansen ont conduit une des rares études économétriques d'envergure qui estime les fonctions de profit, d'indicateur de pertes d'azote (bilan entrée/sortie), de demande d'azote minéral et d'aliment importé, sur un panel d'exploitations danoises de polyculture-élevage porcin dans les années 1980 (Christensen and Hansen, 2005). Les coûts de réduction des pertes d'azote sont estimés à l'aide du modèle, pour quatre schémas de taxation : pertes d'azote, azote minéral, azote aliment importé, azote tous inputs. La taxe aliment et la taxe azote minéral conduisent à des coûts de réduction proches, mais qui sont environ deux fois plus élevés que ceux obtenus avec la taxe pertes d'azote, qui minimise le coût de réduction. En revanche, taxer l'azote des inputs est équivalent en termes de coût à taxer les pertes d'azote. Berntsen *et al.* ont également testé la taxation des entrées d'azote, en couplant des modèles linéaires d'exploitation porcine danoise à des modèles physiques (Berntsen *et al.*, 2003). Ils montrent que la taxation des entrées d'azote diminue le coût de réduction par rapport à la taxation des pertes d'azote (cependant, les coûts de réduction obtenus sont étrangement élevés par rapport à d'autres études).

Ces résultats sont surprenants, car on s'attendrait à une meilleure efficacité économique des pertes d'azote du bilan entrée/sortie, dans la mesure où l'azote des inputs ne devrait pas leur être parfaitement corrélé. Cependant, au Danemark la liaison de la production animale au sol est garantie par la règle d'harmonie (140 kg d'azote organique par hectare). Cette homogénéité imposée de la concentration animale fait que la relation entre les entrées d'azote et le solde du bilan est probablement meilleure au Danemark que ce qu'on pourrait observer dans des régions où la concentration animale est plus hétérogène (Bretagne notamment). En résumé, le problème de la taxation des inputs est qu'elle ne cible pas la concentration animale, qui est la cause majeure des flux d'azote des élevages.

C'est pourquoi la taxation des engrais, des aliments importés, ou même des entrées d'azote ne semble pas être l'outil le plus coût-efficace pour réduire les pollutions azotées des élevages français. En outre une telle taxation pénaliserait beaucoup les producteurs, quels que soient leur niveau d'émission et leurs pratiques agricoles. Certes, Vatn *et al.* évoquent deux options possibles pour éviter la redistribution négative de la taxe : des quotas échangeables ou des subventions forfaitaires ou aux pratiques agricoles (couvert végétal) (Vatn *et al.*, 1997). Carpentier *et al.* recommandent également de compenser les pertes de revenu des producteurs, qui seraient dues à la taxation des pesticides (Carpentier and Barbier, 2005). Mais dans le cas des pesticides, les intrants

sont très corrélés aux émissions polluantes et ceci dès le premier kg de matière active. Par ailleurs et contrairement à ce qu'on observe pour les sels nutritifs, les quotas de pesticides ne sont pas pertinents. Ceci explique que les analyses en matière d'instruments soient différentes pour les sels nutritifs et les pesticides.

10.5.2. Les Outputs

Comme avec les inputs, il y a un lien entre les émissions d'azote et les outputs animaux. En effet les pertes d'azote, qui se produisent soit au moment de la production des fourrages, soit au moment de la digestion et du métabolisme des aliments, sont fonction de l'effectif et du niveau de production des animaux. Cependant, le fait que les rejets azotés des animaux ne soient pas une fonction linéaire du niveau de production et surtout les variations de la concentration animale font que les émissions ne sont pas bien corrélées à la production. On peut alors anticiper qu'il serait plus coûteux de cibler les outputs que les inputs, comme il était plus coûteux de cibler les inputs que les émissions polluantes. Une distinction doit sans doute être faite entre les productions animales hors-sol et les productions bovines qui sont généralement liées au sol dans notre pays. La corrélation entre output et pollutions azotées est probablement meilleure dans le cas des productions de porcs et de volailles situées en zone d'excédents structurels. C'est pourquoi les mesures appliquées à la production hors-sol dans ces zones, tels les aides à la réduction du cheptel et les quotas d'animaux (ou équivalent phosphore ou azote), sont sans doute plus justifiées que l'utilisation des quotas laitiers à des fins de régulation des pollutions, dont l'intérêt a pourtant été évoqué (Chatellier and Vérité, 2003).

Ici encore, le raisonnement peut être modifié quand on intègre les coûts de transaction dans l'analyse. Cet arbitrage entre coûts de transaction et précision de la mesure est également au cœur des politiques de fourniture de biens publics par l'agriculture (multifonctionnalité). C'est au nom de cet arbitrage que Vatn justifie des aides couplées à la production plutôt que des aides ciblées sur les biens publics, quand il y a une jointure forte entre la production de biens agricoles de base et la production de biens publics, c'est-à-dire une forte corrélation entre outputs et aménités (Vatn, 2001). Un bon exemple de ce raisonnement est la prime à la vache allaitante, une des rares aides couplées de la PAC à avoir été maintenue après la réforme des DPU. Revenant aux pollutions azotées, le problème est de savoir dans quels cas la jointure avec la production animale est suffisamment forte pour qu'une telle politique soit économiquement intéressante.

10.5.3. Les indicateurs de fuites d'azote

Sachant que l'efficacité économique d'un indicateur augmente avec la corrélation à la pollution, on s'intéresse aux indicateurs qui permettent de prédire les fuites d'azote. Comme l'azote susceptible d'être rejeté dans le milieu résulte d'une compétition entre différentes sources d'apport et les exportations des cultures, les agronomes ont proposé différents types de bilans plus ou moins exigeants en information : bilan entrées-sorties, balance globale azotée, bilan Corpen, etc... Une autre possibilité utilisée en Flandres belges consiste à mesurer les reliquats d'azote dans le sol en fin d'hiver, ce qui augmente les coûts de recueil d'information d'autant plus que cette mesure est peu robuste. Il est également possible de se limiter aux apports azotés totaux (organique et minéral), à condition de les définir pour des cultures et des conditions pédologiques données, c'est-à-dire à exportations d'azote constantes. L'avantage essentiel de tels indicateurs de résultats par rapport aux indicateurs de moyens (input, output, pratique, technologie) est qu'ils permettent la minimisation des coûts et l'innovation au niveau de l'exploitation. Le producteur est libre de choisir sa méthode de résorption, alors que dans les autres cas, elle est imposée (réduction d'intrants, de production, pratique ou technologie). Polman et Thijssen montrent ainsi comment une taxe sur le surplus d'azote incite les producteurs de porc à choisir les combinaisons d'alternatives de résorption les moins coûteuses (épandage sur place, réduction de la production, réduction de l'azote des aliments, transport, traitement industriel), qui se déforment avec le niveau de la taxe et selon qu'il s'agisse de naisseurs ou d'engraisers (Polman and Thijssen, 2002). Les engraisers qui utilisent davantage d'alternatives de résorption que les naisseurs ont d'ailleurs des coûts marginaux plus faibles.

Horan et Shortle indiquent que des proxys bien construites sont plus corrélées que les inputs à la pollution et rapportent les résultats de plusieurs études américaines sur l'azote, qui montrent que les proxys sont plus coût-efficaces que les engrais (Horan and Shortle, 2001). Plusieurs études européennes, utilisant le bilan entrées-sorties sur des exploitations avec ou sans élevage, montrent également que la taxation des surplus d'azote induit des coûts de réduction et des pertes de profit plus faibles (jusqu'à deux fois) que la taxation des engrais azotés (Berntsen et al., 2003 ; Christensen and Hansen, 2005; Lansink and Peerlings, 1997). Lansink et Peerlings. ont intégré une taxe sur les surplus d'azote à une fonction de profit duale estimée économétriquement sur un échantillon de fermes de grande culture aux Pays-Bas (Lansink and Peerlings, 1997). Ils ont comparé, sur les fermes à gros surplus, une taxe forte à partir de 125 kg de surplus et une taxe plus faible à partir de 75 kg de surplus, permettant d'obtenir une même réduction de surplus. Leurs résultats montrent que le rapport profit perdu / surplus réduit est plus faible pour la taxe au dessus de 125 kg que pour celle au dessus de 75 kg. Les indicateurs d'excédent de minéraux de l'exploitation ont donc le double avantage d'être plus coûts-efficaces que les engrais et de pénaliser moins les producteurs, dans la mesure où la pénalité porte sur les dépassements de seuils et pas sur la totalité des entrées de minéraux.

Les gains d'efficacité économique permis par les proxys de fuites d'azote peuvent-ils couvrir les coûts administratifs liés au recueil d'informations individuelles ? Une première réponse empirique est donnée par l'abandon du système MINAS aux Pays-Bas en 2004. MINAS est un système de comptabilité minérale basée sur un bilan apparent, associé à la taxation systématique des pertes au bilan en azote et phosphore. Le système a été abandonné en raison des coûts administratifs et notamment ceux liés aux procédures de contestation du bilan par les producteurs, mais également en raison de sa non-compatibilité avec la directive « Nitrates ». La complexité administrative a également été avancée en France pour démanteler la redevance pollution des élevages à l'occasion de la loi sur l'eau de 2006. Cette redevance conçue en 1993 était assise sur la qualité de récupération des déjections et sur le chargement animal, c'est-à-dire sur une proxy très imparfaite des fuites d'azote. Dans les deux cas, la taxation systématique des exploitations agricoles a pesé lourd dans le fardeau des coûts administratifs. Dans l'objectif de diminuer ces coûts de transaction, Spaeter et Verchère . ont modélisé des contrats environnementaux vérifiés par audit aléatoire, assorti de pénalités ou de rémunération en fonction des résultats (Spaeter and Verchère, 2004). Le régulateur est confronté ici aux actions cachées des producteurs (aléa moral). Il apparaît que l'audit systématique est optimal si la norme environnementale est sévère (l'incitation à la fraude est trop forte). Cependant, si l'audit est coûteux, il est préférable économiquement de ne rien faire. On perçoit à travers ces résultats la nécessité de bien calibrer les exigences environnementales et de simplifier les indicateurs de fuites d'azote pour diminuer le coût de contrôle.

10.5.4. Les pratiques agricoles

Des pratiques agricoles spécifiques permettent d'obtenir des réductions significatives des fuites d'azote, en substitution ou en complément à la maîtrise quantitative de la fertilisation. Les quelques travaux économiques sur les pratiques agricoles ont notamment comparé, entre elles et à la taxation des engrais, le gel écologique et les cultures intermédiaires.

Hors coûts de transaction, le gel écologique des terres apparaît comme la méthode la plus coûteuse de réduction des émissions d'azote (Kampas and White, 2004 ; Lacroix et al., 2005 ; Vatn et al., 1997; Wu and Tanaka, 2005). Cependant, Kampas et White montrent que les faibles coûts de transaction du gel le rendent globalement plus intéressant que la taxe sur les émissions et le quota d'engrais, surtout si on utilise une taxe aux terres cultivées plutôt qu'une obligation de gel (Kampas and White, 2004).

Les travaux de Vatn et al. et Lacroix et al. mettent en évidence l'intérêt économique des cultures intermédiaires, dont la fonction est de piéger les nitrates (Lacroix et al., 2005; Vatn et al., 1997). Dans le travail de Vatn, les cultures intermédiaires sont beaucoup plus efficaces que la taxation des engrais pour réduire les fuites d'azote (sauf azote de l'air) et encore plus celles de phosphore et l'érosion (Vatn et al., 1997). Malgré cela, les coûts de réduction par kg d'azote sont peu différents, surtout quand on renforce les objectifs environnementaux. Lacroix et

al. ont conduit l'évaluation environnementale et économique de scénarios de pratiques agricoles à l'aide de STICS, dans un bassin versant picard (Lacroix et al., 2005). Ici également, les cultures intermédiaires sont très efficaces pour réduire la concentration en nitrates de l'eau drainée et sa variabilité. Cependant, le scénario optimal économiquement consiste à combiner fertilisation raisonnée et cultures intermédiaires.

On voit donc que l'amélioration des pratiques agricoles, la couverture hivernale des sols notamment, peut constituer une solution coût-efficace pour réduire les flux d'azote. Vatn et al. Précisent que le surplus de minéraux est bien corrélé à la pollution quand il est élevé, alors que les pratiques (couvert végétal, labour, etc) sont plus déterminantes quand l'excédent est modéré, encore plus pour le phosphore que pour l'azote (Vatn et al., 1997). Cependant, dans les zones sensibles où les dommages marginaux de la pollution justifient des coûts de réduction plus élevés, il pourra être intéressant d'associer des pratiques agricoles spécifiques à la maîtrise quantitative de la fertilisation.

10.5.5. La pollution ambiante

Il est beaucoup plus facile de mesurer la pollution ambiante d'un milieu que la contribution individuelle des producteurs agricoles à la dégradation de ce milieu. C'est de cette évidence que naît l'idée d'appliquer à chaque producteur une taxe (ou une subvention), dont l'assiette repose sur la pollution ambiante. Shortle et al., Horan et Shortle et plus récemment Cochard ont présenté le mécanisme de la taxe ambiante (Cochard et al., 2009; Horan and Shortle, 2001 ; Shortle et al., 1998). Ici, l'incitation porte sur le bien collectif qui est produit par le groupe de producteurs et pas sur l'action individuelle des producteurs, il faut donc s'attendre à des comportements stratégiques d'anticipation des actions des partenaires du jeu ainsi constitué. La théorie économique a répertorié plusieurs comportements stratégiques, susceptibles d'être observés dans une telle situation. L'individu peut considérer que son action n'a aucun impact sur la pollution ambiante et donc sur l'incitation. Soit il continuera à polluer comme avant (« dilemme du prisonnier »), soit il arrêtera son activité si il ne peut pas payer la taxe. Plus le nombre de producteurs est important, plus on risque d'observer ce comportement qui rappelle celui de la concurrence parfaite. On peut aussi observer un comportement de type oligopolistique qui conduit à l'équilibre de Nash, où chaque producteur sait qu'il peut modifier l'incitation en s'adaptant aux actions des autres, mais sans qu'il y ait d'entente entre les producteurs. Enfin, on peut observer un comportement de collusion, où les producteurs s'entendent pour diminuer davantage la pollution que dans les situations précédentes afin de payer collectivement moins de taxes (ou percevoir plus de subventions).

Si la taxe est calibrée pour que l'allocation optimale soit atteinte à l'équilibre de Nash, un comportement de « dilemme du prisonnier » rendra la taxe inefficace, alors qu'un comportement de collusion conduira à une réduction excessive (non-optimale) des émissions polluantes. Bien que ce mécanisme soit intéressant, car il déplace le besoin d'information du régulateur vers les producteurs qui doivent construire leurs anticipations, il y a trop d'incertitudes dans la relation entre les actions des producteurs et les sanctions ou récompenses. Un producteur pourra être pénalisé, même si il a fait des efforts, à cause du comportement des autres ou des variations exogènes de la pollution ambiante (climatiques notamment). Ces incertitudes entraînent le rejet des producteurs. Cochard et Rozan ont appliqué l'économie expérimentale à un échantillon d'agriculteurs pour calibrer une taxe ambiante sur les coulées de boues (Cochard and Rozan, 2010). L'incitation s'avère efficace pour les réduire, néanmoins les agriculteurs sont massivement défavorables à sa mise en œuvre. Lenouvel *et al.* ont utilisé la menace d'une taxe ambiante pour inciter les agriculteurs à déclarer individuellement les prélèvements diffus d'eau d'irrigation (Lenouvel et al., 2010).

10.6. Application des marchés de droits à polluer à l'élevage

Les marchés de droits (ou permis) à polluer sont directement inspirés du théorème de Coase, considérant que l'absence de droits de propriété sur l'environnement empêche la négociation marchande qui conduirait à

l'allocation optimale. Coase explique que l'optimum serait atteint quel que soit le détenteur des droits de propriété sur l'environnement, pourvu qu'ils existent (Coase, 1960). Soit le pollueur a intérêt à réduire sa pollution, pour éviter de verser à la victime détentrice du droit une indemnité supérieure à son coût de réduction, soit la victime a intérêt à tolérer une pollution résiduelle, pour ne pas verser au pollueur détenteur du droit une compensation supérieure à son dommage. Dans ce contexte, la levée des obstacles qui empêchent l'application des droits de propriété, quand ils existent, ou la création de droits de propriété peuvent enclencher un processus de négociation vertueux, à condition que les coûts de transaction (ici de la négociation marchande entre les parties) soient suffisamment faibles.

Dans de nombreux cas d'atteintes à l'environnement, des coûts de transaction trop importants empêchent la négociation directe entre les pollueurs et les victimes. C'est notamment le cas des pollutions de l'air et de l'eau, en raison de leurs caractéristiques de bien public et de ressources communes, du nombre de pollueurs et de victimes et des transferts de pollution dans l'espace et dans le temps (contrairement à la chasse, par exemple). C'est pourquoi les marchés de droits à polluer limitent généralement les échanges aux seuls émetteurs de pollution, ce qui permet de décentraliser l'allocation coût-efficace et non l'allocation optimale.

A partir d'une allocation initiale de permis dont la somme correspond à l'objectif environnemental à atteindre, l'échange de permis entre les agents permet d'atteindre l'allocation coût-efficace, dans la mesure où les agents négocient jusqu'à ce que leurs coûts marginaux soient égaux entre eux et au prix du permis. Les agents à coût de réduction élevés achètent des permis aux agents à coûts de réduction faibles, tant que tout le monde est gagnant à l'échange. Le système de permis cumule ainsi les avantages de la taxe et ceux des quotas : l'allocation coût-efficace est décentralisée ; le résultat environnemental est atteint avec certitude si le quota est respecté ; une redistribution positive est créée car la contrainte globale donne de la valeur aux permis. Enfin, l'échelle géographique du marché de droits à polluer doit être cohérente avec la nature du problème écologique à résoudre (planète pour l'effet de serre, ville pour la pollution atmosphérique, etc.). Cependant la mise en œuvre d'un marché de droits à polluer implique pour les pouvoirs publics, et chaque pollueur, les mêmes coûts d'information et de contrôle que le système de quotas pour s'assurer que chaque détenteur de droits ne pollue pas au-delà de son quota.

Plusieurs types de marchés de droits appliqués à l'azote agricole ont été analysés dans la littérature. Pan et Hodge proposent des droits d'émissions (droits à pertes d'azote) alloués par exploitation, sachant que les pertes dépendent des sols et des usages du sol (Pan and Hodge, 1994). Les exploitants qui ont les profits marginaux les plus élevés sont incités à acheter des droits à pertes et à changer les usages des sols. Un tel système permettrait de faire rémunérer par les agriculteurs eux-mêmes les usages vertueux des sols (du point de vue des pertes d'azote), tel le gel écologique dans les zones sensibles. Cependant, outre le fait que le système ne prend pas en compte la variation des pertes avec le niveau d'intensification, l'allocation des droits par exploitation n'assure pas la limitation des pertes pour chaque exploitation. Ce système n'a jamais été appliqué.

Horan & Shortle et Verchère ont analysé les expériences américaines d'échange de droits d'émission azotées entre sources ponctuelles (villes, industries) et sources diffuses agricoles (Horan and Shortle, 2001 ; Verchère, 2005). Dans l'esprit de l'allocation optimale, un ratio d'échange entre sources diffuses et ponctuelles permet de tenir compte de l'impact environnemental relatif (c'est-à-dire des dommages) des différentes sources. Les bénéfices de ces échanges sont potentiellement importants, car les différences de coûts entre les sources sont importantes (coûts plus faibles pour les sources diffuses). Cependant, une limite importante de ces dispositifs a été soulignée par Ribaudo et al. (Ribaudo et al., 1999). Les pics de pollution des sources diffuses et ponctuelles ne coïncident pas, ce qui limite la substitution potentielle entre les sources et les échanges de droits. Les pollutions diffuses agricoles, liées aux précipitations et au débit des cours d'eau, sont faibles en été, alors que les migrations estivales aboutissent à des concentrations de population et donc de pollution ponctuelle dans certaines zones urbaines.

Les inputs, les outputs et les indicateurs de fuite d'azote ont également été utilisés (ou sont potentiellement utilisables) en tant que supports de marchés de droits. Aux Pays-Bas, des quotas animaux par exploitation, exprimés en phosphate, existent depuis 1986. En 1994, ces quotas animaux ont été divisés en quotas liés au sol, à hauteur de 125 kg de phosphate par hectare, et quotas non liés au sol, dont l'échange est possible entre exploitations. Ce système a probablement inspiré la réglementation française de 2003 sur la restructuration des élevages en zones d'excédents structurels. En autorisant le regroupement d'élevages d'espèces différentes d'un même site (restructuration interne) ou de sites différents sur un même site (restructuration externe), sur la base des rejets azotés des animaux, cette réglementation crée implicitement des quotas animaux échangeables entre exploitations, exprimés en azote cette fois. Mahé et Ortalo-Magné ont expliqué que l'exploitation agricole n'était pas la bonne unité géographique pour des échanges de quotas d'azote ou de phosphore, dans la mesure où cela peut conduire à augmenter la charge en minéraux sur certaines exploitations et donc les fuites vers les milieux aquatiques (Mahé and Ortalo-Magné, 2001). En revanche, les quotas par exploitation pourraient être adaptés à la maîtrise des émissions d'ammoniac, dans la mesure où ces émissions se dispersent sur un territoire, à l'échelle duquel il conviendrait de les limiter et d'autoriser leurs échanges.

En fait, ces réglementations ont pour objectif de permettre les restructurations, tout en les faisant financer par les éleveurs eux-mêmes, dans les zones où les créations et les extensions ne sont plus possibles. A la manière des quotas laitiers marchands ou des quotas de pêche individuels transférables, ce processus vise à maximiser la valeur ajoutée de la production pour un quota global donné. L'objectif de l'État est également de réduire mécaniquement la charge globale en minéraux de ces zones en surplus, en pratiquant un prélèvement de quotas sur les transactions.

Plus que réduire la charge globale des zones en surplus, le problème consiste à équilibrer la fertilisation en tous points du territoire, comme le précise la directive « Nitrates ». La fertilisation totale doit être limitée au niveau de chaque hectare de terre et ajustée aux besoins des plantes. Cela passe par des normes de fertilisation totale différenciées, dans l'esprit de la directive « Nitrates », ou de pertes autorisées au bilan (type système MINAS), contrôlées à l'échelle de l'exploitation et assorties de pénalités en cas de dépassement. Ces normes créent des droits de propriété qui sont attachés à la terre. Ils ne sont pas mobiles, ce sont les fertilisants qui se déplacent. On ne parle pas ici de droits à polluer ou de droits à produire, mais de droits d'épandage.

Quels rapports y-a-t-il entre les marchés de l'épandage et les marchés des fertilisants organiques, statut traditionnel des effluents d'élevage ? De nombreuses études ont cherché à mesurer la valeur des effluents d'élevage pour les producteurs. Parmi les plus récentes, Keplinger et Hauck montrent que l'accroissement de la production d'effluents entraîne une augmentation de leur coût de transport et une diminution de leur valeur marginale, qui devient vite négative dans certains cas, d'autant plus que les restrictions d'application sont sévères (Keplinger and Hauck, 2006). Dans ce dernier cas, la concurrence pour les terres d'épandage fait que les effluents deviennent des déchets, dont l'élimination est coûteuse. Feinerman et Komen se sont intéressés aux demandeurs d'effluents en modélisant la substitution entre les engrais organiques et les engrais minéraux dans la production végétale (Feinerman and Komen, 2005). Il apparaît qu'en l'absence de subventions, payées notamment par les éleveurs, les agriculteurs hollandais préfèrent apporter l'azote sous forme exclusivement minérale. Ribaldo *et al.* suggèrent également que les éleveurs puissent payer les agriculteurs, afin d'augmenter leur consentement à accepter des engrais organiques, ce qui permettrait d'éviter des coûts de transport (Ribaldo *et al.*, 2003). D'autres études américaines ont mis en évidence les pertes de bien-être des producteurs liées aux coûts de transport (Ribaldo *et al.*, 2004) et à la substitution limitée de l'azote organique à l'azote minéral (Kaplan *et al.*, 2004).

Certains auteurs ont proposé une modélisation théorique des marchés de droits d'épandage, dans laquelle les éleveurs ont accès à différentes alternatives pour résorber les effluents. Chez Rainelli et Vermersch, la demande inverse de droits est donnée par le profit marginal de l'éleveur, qui arbitre entre la location de droits et la réduction du cheptel (Rainelli and Vermersch, 2000). Dans le modèle de Le Goffe, la demande inverse de droits s'interprète comme le coût de résorption marginal de l'azote des éleveurs (Le Goffe and Salanie, 2005), tel qu'il

est construit par Polman et Thijssen en combinant les différentes alternatives de résorption par ordre de coûts croissants : épandage sur place, réduction de la production, réduction de l'azote des aliments, transport, traitement industriel (Polman and Thijssen, 2002). Ceci explique que le coût des alternatives de résorption, du traitement notamment, peut se répercuter dans la valeur du droit d'épandage, si l'offre n'est pas trop élastique. Cette offre inverse de droits d'épandage, interprétée comme le coût marginal de substitution de l'azote organique à l'azote minéral, comporte trois composantes : la différence des productivités marginales en valeur de l'azote minéral et de l'azote organique, l'économie du prix du minéral, la différence des coûts unitaires d'application. Ce coût marginal est négatif quand l'agriculteur utilise peu d'azote organique (valorisation du fertilisant), puis devient positif quand son utilisation devient importante (coût d'élimination du déchet). Au final, le statut des effluents d'élevage - fertilisant valorisé ou déchet coûteux - dépend de l'offre (agrégée entre les agriculteurs de la zone) et de la demande (agrégée entre les éleveurs de la zone) de droits sur le marché de l'épandage.

Sur le marché de l'épandage, le prix du droit égalise les coûts marginaux de résorption de l'azote des différents éleveurs aux coûts marginaux de substitution organique/minéral des différents agriculteurs. Les éleveurs les plus efficaces (profits élevés et coûts de traitement faibles) ont intérêt à traiter leurs effluents et vendre leurs droits d'épandage, alors que les éleveurs les moins efficaces (profits faibles et coûts de traitement élevés) ont intérêt à louer des terres d'épandage ou réduire leur cheptel. Dans une simulation de l'application de la directive « Nitrates » dans un département breton, Djaout et al. ont montré que les différences de profits et de coûts entre espèces animales conduiraient les éleveurs de volailles à exporter leurs effluents ou réduire leur cheptel, de manière à louer leurs terres d'épandage aux éleveurs de porc (Djaout et al., 2009) Par ailleurs, les agriculteurs sont incités à proposer des terres d'épandage aux éleveurs, dans la mesure où les coûts de substitution organique/minéral sont couverts par le prix de location des droits. Il subsiste néanmoins un niveau d'azote minéral économiquement « incompressible », lorsque le coût de substitution organique/minéral devient supérieur au prix du droit d'épandage établi sur le marché. Le modèle montre également que la baisse artificielle du coût du traitement des effluents via les aides publiques accroît l'usage du traitement et le recours aux engrais minéraux, en diminuant le prix du droit d'épandage. En Bretagne, la mauvaise application de la directive « Nitrates » et les subventions au traitement des effluents expliquent que l'épandage ne soit pas optimisé et que l'azote minéral ne baisse plus depuis 2002.

Enfin, le modèle de Le Goffe montre que la demande inverse de terres est égale à la productivité marginale en valeur de la terre, additionnée de la rente d'épandage unitaire, nette du coût d'application de l'azote organique (Le Goffe and Salanie, 2005). Autrement dit, l'intérêt pour la terre est fonction du revenu qu'elle peut procurer, qu'il provienne de la production agricole ou de la location pour épandage. Compte tenu de la rigidité de l'offre de terres, l'agrégation à l'échelle du marché montre que le droit d'épandage se capitalise dans le prix de la terre. Ceci implique que le coût des alternatives à l'épandage se répercute dans le prix de la terre, si la substitution organique/minéral est limitée.

Plusieurs études empiriques mettent en évidence cette capitalisation, qu'il s'agisse de simulations à base de programmation mathématique ou d'études économétriques. Dans la première catégorie, Weersink et al. montrent que l'établissement d'une norme de chargement animal fait monter le prix de la terre, quand celle-ci est en quantité limitée (Weersink et al., 2004). Smith et al. observent que le prix fictif de la terre, qui est plus élevé près des élevages, augmente quand on introduit une contrainte d'épandage en phosphore, mais diminue quand on a la possibilité de composter les effluents d'élevage à un coût faible (Smith et al., 2006). Dans la deuxième catégorie, le travail économétrique de Le Goffe et Salanié a porté sur les mutations de terres agricoles de Bretagne entre 1994 et 2000 (Le Goffe and Salanie, 2005). Ces auteurs observent l'augmentation du prix des terres avec la densité porcine et un écart de prix de 2500 €/ha entre communes sans porcs et communes les plus chargées, soit une valeur maximale de location annuelle du droit d'épandage de 100 €/ha dans les communes les plus chargées. En outre cette croissance du prix des terres avec la densité porcine affecte les terres labourables à l'exclusion des prairies et plafonne en ZES, ce qui reflète probablement l'inefficacité de la réglementation environnementale à cette époque et peut-être aussi l'existence des aides au traitement. Vukina et Wossink ont fait les mêmes observations aux Pays-Bas, mais leurs résultats vont plus loin (Vukina and Wossink, 2000). L'étude de l'évolution du prix des terres dans ce pays montre que le prix des terres et la densité animale

entre régions avec ou sans surplus de lisier, différentes initialement, finissent par s'uniformiser avec le temps. Autrement dit, le marché de l'épandage régulerait la concentration animale, via l'impact du prix des droits d'épandage et du prix des terres sur le revenu et l'installation des éleveurs.

Comment le marché de l'épandage gère-t-il les restructurations ? Elles passent par les rachats de terre ou les reprises de plan d'épandage, qui peuvent être facilités par des programmes sociaux de cessation des unités les moins rentables. L'augmentation du prix de la terre peut constituer un frein à l'installation des jeunes éleveurs, mais moins que si il leur faut s'acquitter en plus de la valeur du quota d'azote de l'exploitation, comme c'est le cas avec la réglementation sur les restructurations. En outre, le marché de l'épandage a l'avantage de concentrer les missions de contrôle de l'administration sur le respect des normes de fertilisation. Notons enfin que l'épandage de boues d'épuration urbaine sur les terres agricoles pourrait être intégré dans le marché de l'épandage, à la manière des échanges entre sources ponctuelles et sources diffuses observés aux États-Unis, sachant que la toxicité potentielle de ces boues pose des problèmes spécifiques.

Il semble émerger une opposition des populations locales et des associations environnementales au développement des marchés de l'épandage et à l'arrivée d'effluents animaux sur leur territoire. Un cas emblématique est le GIE « terre-eau », conçu pour exporter des excédents d'effluents animaux de la région de Vitré vers des communes périurbaines de Rennes. Les opposants ont avancé les nuisances liées aux odeurs et au transport, voire l'augmentation de la pollution des eaux dans les bassins versants récepteurs d'effluents. Ce dernier argument est contestable, car si les normes de mise en œuvre de la directive « Nitrates » étaient efficaces et respectées (plafonds azotés totaux standards ou calcul d'un quota d'azote par méthode du bilan prévisionnel), une meilleure répartition des effluents sur un bassin versant devrait diminuer la pollution des eaux. En revanche, alors que le marché de l'épandage devrait permettre de réduire la pollution azotée des eaux à moindre coût (et en phosphore, métaux lourds), il ne gère pas la question des nuisances liées aux odeurs et au transport des effluents (ni bien sûr les autres pollutions, comme l'ammoniac, etc..).

Quelques rares études ont mis en évidence les dommages économiques liés aux nuisances de l'élevage hors-sol (porc notamment), en mesurant leur impact sur les prix immobiliers, par la méthode des prix hédonistes. En Bretagne, Le Goffe (2000) a montré que le prix de location des gîtes ruraux en haute saison était affecté négativement par la densité d'élevages hors-sol (porcs et volailles) exprimée en azote excrété par commune, la baisse pouvant aller jusqu'à 15% du prix (Le Goffe, 2000). Palmquist *et al.* en Caroline du nord (Palmquist *et al.*, 1997) et Koidou *et al.* en Bretagne (Koidou *et al.*, 2000) ont obtenu des résultats similaires sur le prix de vente des maisons, indexés respectivement sur la densité d'élevages de porcs et hors-sol⁵. Ces deux dernières études montrent en outre que le dommage économique correspondant est une fonction concave de la densité animale, en ce sens qu'une augmentation marginale de la densité animale provoque une baisse de prix de plus en plus faible au fur et à mesure que la densité animale augmente, les plus fortes baisses étant observées à des faibles concentrations animales.

Ces derniers résultats expliquent probablement qu'il soit plus facile d'installer un élevage industriel dans les territoires où ils sont déjà nombreux que dans ceux où ils sont rares, ce qui contribue aux économies d'agglomération évoquées par ailleurs. Ils expliquent également l'opposition des zones périurbaines sans élevage industriel aux transferts de lisier et aux marchés de l'épandage. Cependant, cet obstacle aux marchés de l'épandage pourrait être abaissé par la conjonction d'innovations technologiques sur les odeurs de lisier et d'un zonage permettant de protéger des nuisances les zones densément peuplées, comme cela existe au Danemark.

⁵ Hériges *et al.* ne mettent pas en évidence l'effet de la densité de porcs, mais montrent que la baisse de prix est d'autant plus forte que l'élevage de porcs le plus proche est : de taille moyenne, situé à faible distance de la maison et au vent de la maison (Hériges *et al.*, 2005).

10.7. Démarches volontaires et coopération

10.7.1. La littérature économique sur les approches volontaires (AV)

On s'appuie principalement sur deux études générales de l'OCDE et une étude américaine plus spécifiquement agricole (Ribaudou et al., 1999). La première synthèse a été confiée à un groupe d'économistes de l'École des Mines de Paris, parmi lesquels figure un spécialiste de l'économie politique de la réglementation (OCDE, 1999). Elle repose sur la recension des enquêtes et des études de cas menées dans les pays de l'OCDE, mais également sur une analyse économique tant théorique qu'empirique.

Les auteurs expliquent que l'éducation incite les producteurs à réduire volontairement leur pollution, dans la mesure où ils réalisent des économies. Elles peuvent provenir de la réduction des intrants, du pouvoir de marché lié à la différenciation des produits, ou du gain d'image. Les approches volontaires permettent également des « économies de réglementation », qui ont deux origines. Premièrement, en laissant aux entreprises le choix des moyens les moins coûteux pour parvenir à l'objectif environnemental, le coût de mise en conformité est plus faible que lorsque la réglementation exige une technologie spécifique. Deuxièmement, l'industrie peut obtenir la réduction des coûts en influençant l'objectif environnemental à la baisse, dans les négociations avec la puissance publique.

Les approches volontaires peuvent être également utilisées pour éviter de respecter une réglementation existante ou bloquer l'introduction d'une politique de l'environnement plus rigoureuse. On parle de détournement de la réglementation, quand la démarche volontaire ne coûte rien à l'entreprise concernée, c'est-à-dire quand l'objectif environnemental de l'AV est défini de façon à laisser la politique inchangée⁶. Cependant, pour que le détournement réussisse, il faut que l'autorité chargée de la réglementation y trouve son compte. La mise en œuvre des approches volontaires peut en effet cristalliser une convergence d'intérêt et donc une collusion entre cette autorité et l'industrie. D'une part, les décideurs publics ont intérêt à démontrer que des actions sont entreprises en faveur de l'environnement. D'autre part, ils souhaitent réaliser des économies budgétaires, en déchargeant sur l'industrie une partie des coûts administratifs, notamment de contrôle. Les approches volontaires présentent donc le grave inconvénient de donner à l'industrie un pouvoir de monopole dans le champ de la réglementation. Enfin, les approches volontaires sont le lieu de comportements opportunistes, dits de passagers clandestins, susceptibles de faire échouer les programmes, puisqu'il n'y a pas de contrôles.

En résumé, le rôle central de l'industrie dans la définition des objectifs, les risques de comportement opportunistes, les engagements non exécutoires et l'absence de contrôle expliquent que les approches volontaires aient une efficacité environnementale faible, bien que positive. Pour éviter ces écueils, les parties contractantes doivent rendre l'accord contraignant. Les approches volontaires produisent également des « effets impalpables » positifs, comme l'apprentissage collectif, la création et la diffusion d'informations, l'établissement d'un consensus. En matière de rapport coût-efficacité, elles se situent entre la réglementation (la plus coûteuse) et les instruments économiques, en raison du choix des moyens laissés aux entreprises. La réduction des coûts administratifs, parfois évoquée, n'est pas établie.

La deuxième synthèse exploite des études de cas spécifiques issues de différents pays (Canada, Danemark, Japon et États-Unis) (OCDE, 2003). Ici également, l'efficacité environnementale des approches volontaires est mise en doute, ce qui fait soupçonner un degré significatif de capture de la réglementation par l'industrie. Le recours aux approches volontaires permettrait aux décideurs publics de ne pas arbitrer entre objectif environnemental et emploi dans le secteur pollueur. Enfin, les auteurs concluent que la performance des

⁶ Selon Doussan, l'agriculture raisonnée répond à cette définition (Doussan, 2004).

approches volontaires serait améliorée si la perspective de mettre en place d'autres instruments, notamment économiques, en cas de non respect des objectifs, était crédible.

Dans leur analyse économique de la maîtrise des pollutions diffuses, Ribaud et al. expliquent que les programmes éducatifs peuvent améliorer la qualité de l'eau si l'une des conditions suivantes est remplie (Ribaud et al., 1999) :

- les actions en faveur de l'eau améliorent également le profit des producteurs ;
- il existe sur la ferme des coûts liés à la mauvaise qualité de l'eau ;
- les producteurs ont de fortes motivations altruistes (ce qui est rare dans un contexte de marchés agricoles concurrentiel, caractérisé par des marges faibles).

Sur le terrain, les programmes de démonstration de l'USDA en faveur de la qualité de l'eau et le programme de fertilisation raisonnée de Californie n'ont pas permis d'améliorer les pratiques agricoles par rapport aux témoins. Le programme de l'USDA a été abandonné depuis. Les auteurs concluent que l'éducation n'est probablement pas efficace, quand la recherche de l'optimum environnemental implique la réduction du profit des producteurs, même quand ceux-ci comprennent la relation entre leurs pratiques et la qualité de l'eau.

Carpentier et Barbier mentionnent également que certains agriculteurs sont prêts à sacrifier une partie de leur revenu pour adopter des pratiques conformes à leurs valeurs ou à leur sensibilité (Carpentier and Barbier, 2005). Cependant, ces agriculteurs altruistes seraient peu nombreux. Comme les consommateurs, la grande majorité des agriculteurs est peu sensible aux effets environnementaux de leur choix. Ce constat résulte de mécanismes bien connus en économie publique, liés aux caractéristiques de bien public et d'externalité de l'environnement.

S'agissant de l'azote, les 3 programmes Bretagne Eau Pure (BEP), qui se sont succédé entre 1990 et 2006, s'apparentent à ce que l'OCDE appelle les approches volontaires. Organisé selon la logique des bassins versants, le programme BEP vise notamment à accélérer l'application de la réglementation dans le secteur agricole. Les instruments de BEP sont l'action collective, la sensibilisation, la formation, la démonstration, les diagnostics de pratiques agricoles et les engagements contractuels pour les agriculteurs les plus motivés. Il est attendu un effet d'amplification des modifications de pratiques, dû à l'essaimage des comportements vertueux à partir des bassins versants BEP.

Une étude de 2005 du Service Régional de Statistique Agricole de Bretagne montre que les effets de BEP sont conformes aux observations de la littérature internationale (Cébron et al., 2008). BEP améliore les pratiques quand il existe une menace réglementaire crédible et/ou un programme d'aides publiques, ou quand les actions ne sont pas douloureuses financièrement. En revanche, la couverture des sols en hiver ne dépend pas de BEP, mais est plus importante en ZAC où il existe une obligation réglementaire et une indemnité compensatrice. Enfin, BEP n'a pas d'effet sur le niveau d'azote minéral, probablement parce que ce dernier n'est pas contrôlé, et que son remplacement par des engrais organique implique des coûts, comme on l'a vu à la section précédente.

10.7.2. Volontariat et coopération

Ce paragraphe s'appuie sur l'expérience des bassins versants à algues vertes en Bretagne. Une mission interministérielle a été chargée en 2009 d'élaborer un plan de lutte contre les marées vertes, qui passe par la réduction des flux d'azote (Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011). La mission s'est concentrée sur deux bassins-versants pilotes situés dans les Côtes d'Armor, ceux de Lannion et de Saint-Brieuc. Face aux limites du volontariat et aux difficultés pour mobiliser un nombre suffisant d'acteurs, la mission propose de mettre en œuvre des appels à projets collectifs dans les deux bassins pilotes. Il s'agit de susciter « un projet local de développement agri-environnemental, qui traduise les objectifs environnementaux en itinéraires

techniques appropriés et intègre dans une stratégie économique, voire commerciale, les productions compatibles avec les objectifs ». En termes économiques, la mission vise à sortir du « dilemme du prisonnier » qui frappe les biens collectifs, en incitant les acteurs à coopérer.

Le dilemme du prisonnier est le mécanisme par lequel les agents poursuivent une stratégie individuelle dominante, qui les conduit à une situation économique pire que celle qui serait atteinte en coopérant pour la fourniture d'un bien collectif. L'exemple canonique de la résolution du dilemme du prisonnier en agriculture est l'AOC Comté. Les acteurs adhèrent à un cahier des charges contraignant, qui a notamment banni l'ensilage pour des raisons de technologie fromagère, ce qui a pour effet d'avoir maintenu les prairies naturelles dans cette région. Ici le bien collectif est la qualité du fromage certifiée par l'AOC, dont le but est d'éliminer les passagers clandestins. Dans cet exemple, les attributs commercialisables du produit agricole issu de la coopération (la qualité du fromage) sont joints à des attributs publics (la qualité de l'environnement), en raison d'un lien technologique entre la fabrication du fromage et l'alimentation des animaux. C'est ce lien qui fait que l'environnement est fourni ici, alors même que les attributs « verts » sont généralement sujets au syndrome du passager clandestin⁷, en raison de l'absence de droits de propriété qui les caractérise, d'où l'échec des marques « vertes ».

A travers cet exemple, on voit qu'il faut que la qualité de l'environnement soit un facteur de production collectif d'un bien commercialisable pour que la production coopérative d'environnement puisse être envisagée par les acteurs. Il faut également que, au niveau de chaque acteur, le bénéfice de la somme des actions collectives soit supérieur au coût imposé par la coopération environnementale. On peut ainsi penser que le prix plus élevé du Comté AOC fait plus que compenser le manque à gagner à ne pas intensifier la production fourragère.

Dans quelle mesure cette analyse peut-elle s'appliquer aux deux bassins pilotes des Côtes d'Armor ? Les produits agricoles constituent la principale catégorie de biens commercialisables par les agriculteurs, où la qualité de l'environnement est potentiellement un facteur de production collectif. Un premier problème est que le lien technologique entre pratiques agricoles et produit peut exister pour les productions végétales et les productions bovines, mais généralement pas pour les productions porcine et avicole pour lesquelles l'aliment est fabriqué à partir de matières premières produites à l'extérieur de la zone. La possibilité de valoriser des pratiques améliorées sera donc moins forte pour le bassin versant de la baie de Saint-Brieuc, où ces productions hors-sol sont dominantes. En revanche, pour la baie de Lannion, on pourrait envisager des productions biologiques ou herbagères, où le lien technologique entre pratiques et qualité des produits est fort, en raison de caractéristiques spécifiques des produits. Ici se pose néanmoins la question de trouver un produit emblématique comme le Comté. Un deuxième problème qui se pose pour les productions hors-sol est que le coût des bonnes pratiques environnementales est souvent élevé et peut être supérieur au bénéfice de la coopération, en admettant que ce dernier existe, par exemple en termes d'image environnementale des produits. Un dernier problème commun à Saint-Brieuc et Lannion est que le bassin versant « local » ne coïncide pas nécessairement avec l'aire d'approvisionnement des industries de transformation, d'où un encouragement intrinsèque au comportement de passager clandestin.

Le tourisme rural constitue une deuxième catégorie de biens pertinents. Le problème est que les agriculteurs qui n'ont pas d'activité touristique sont d'emblée des passagers clandestins susceptibles de faire échouer la coopération. Par ailleurs, les effets de la réduction des flux de nitrates sur les marées vertes sont plus favorables au tourisme littoral qu'au tourisme rural. Enfin, ici également les bénéfices de la coopération sont probablement faibles par rapport aux coûts, particulièrement pour le secteur hors-sol.

On voit donc qu'il n'est probablement pas facile de faire coopérer les acteurs à « un projet local de développement agri-environnemental », particulièrement dans le cas des productions hors-sol. Néanmoins, cela

⁷ Version consommateur du dilemme du prisonnier.

mérite d'être essayé, au moins dans un souci pédagogique de répondre à la volonté affirmée de la profession agricole et des filières d'être une force de proposition.

10.8. La France n'a pas fait les mêmes choix que les pays du nord de l'Europe

10.8.1. Le dispositif français

Cette section a été reprise de Le Goffe, en y ajoutant les développements récents (Le Goffe, 2008). Dans leur rapport sur la filière porcine française et le développement durable, commandé par les ministères de l'Agriculture et de l'Écologie, Lessirard et Quevremont qualifient le dispositif français « d'édifice complexe relativement inefficace... aux résultats globaux décevants en matière de pollution diffuse... au regard des moyens engagés » (Lessirard and Quevremont, 2008). Parmi les mesures qui se sont empilées successivement, on présente d'abord les mesures réglementaires, puis les mesures incitatives.

10.8.1.1. Les mesures réglementaires

Le socle du dispositif est la réglementation sur les installations classées de 1976. Elle crée un régime de déclaration pour les petits élevages, alors que les élevages plus importants doivent obtenir une autorisation sur la base d'une étude d'impact sur l'environnement. Suite à un amendement à la loi de modernisation de l'agriculture déposé par le député Le Fur en 2010, un décret autorise les regroupements d'élevage sans étude d'impact, dans la limite des seuils européens et à condition de ne pas modifier substantiellement les plans d'épandage.

Le corps du dispositif se focalise sur les pollutions azotées, avec la directive « Nitrates » de 1991, qui vise à l'équilibre de la fertilisation, quelle que soit l'origine de l'azote. Elle est appliquée sous forme de programme d'action quadriennaux, qui obligent les agriculteurs à adopter des bonnes pratiques agricoles et un calendrier d'épandage, à élaborer un plan de fumure prévisionnel et tenir un cahier de fertilisation, à limiter les apports d'azote organique des animaux à 170 kg par hectare épandable, etc. Dans les Zones à actions complémentaires (ZAC), qui correspondent aux têtes de bassin versant en amont des prises d'eau potable, c'est la fertilisation azotée totale qui est plafonnée (210 kg/ha). Annexés aux programmes d'action, les programmes de résorption concernent les Zones d'excédents structurels⁸ (ZES). Les grandes exploitations ont l'obligation de traiter leurs excédents. Les autres exploitations ont accès aux terres d'épandage disponibles dans la limite de plafonds, au dessus desquels elles doivent également traiter ou transférer leurs excédents. Sont également prévues l'interdiction de transfert vers les cantons à plus de 140 kg d'azote par hectare et l'interdiction de création ou d'extension d'élevages en ZES comme en ZAC⁹. Néanmoins, pour que les élevages situés en ZES puissent évoluer, un dispositif autorisant les restructurations internes (entre ateliers d'espèces différentes sur un même site) ou externes (entre sites situés en ZES) a été créé en 2003 (voir infra).

Aux zonages existants sont venus s'ajouter les bassins versants en contentieux avec l'Europe en 2007 et les bassins versants à algues vertes en 2010. Les bassins versants en contentieux n'étaient pas conformes à la directive de 1975 sur les eaux superficielles destinées à la production d'eau potable¹⁰. Dans ces bassins versants, la fertilisation azotée totale par hectare de surface agricole utile (SAU) est plafonnée à 140 kg pour les exploitations porc/céréales, 160 kg pour les exploitations de polyculture élevage bovin et 170 kg pour les exploitations légumières. Ce contentieux est désormais clos. La fertilisation azotée totale des bassins versants à algues vertes est plafonnée à 210 kg par hectare, comme dans les ZAC.

⁸ Cantons où les apports d'azote organique dépassent 170 kg par hectare épandable.

⁹ Sauf jeunes agriculteurs et élevages de dimension économique insuffisante.

¹⁰ Concentration en nitrate supérieure à 50 mg par litre.

Lessirard et Quevremont montrent bien comment cet arsenal réglementaire constitue une obligation de moyens, mais pas une obligation de résultats (Lessirard and Quevremont, 2008). Leur rapport pose notamment la question majeure du contrôle du respect des plafonds de fertilisation azotée. Baron *et al.* avaient déjà montré que la législation sur les épandages et le prêt de terres ne s'appliquait pas avec la rigueur nécessaire (Baron et al., 2001). En raison de l'instabilité des contrats d'épandage dans le temps, Lessirard et Quevremont proposent de demander une déclaration annuelle aux parties (Lessirard and Quevremont, 2008). Par ailleurs, bien que les plafonds puissent porter également sur l'azote minéral en ZAC, mais aussi dans les bassins en contentieux et à algues vertes, il n'existe pas d'outil opérationnel pour contrôler ou réduire le minéral. Le contrôle de la comptabilité permettrait d'y pallier.

10.8.1.2. Les mesures incitatives

De nombreux programmes incitatifs se sont déroulés depuis 1990. Créé en 1993, le PMPOA a financé les deux tiers du coût de la mise aux normes des bâtiments d'élevage (récupération et stockage des déjections animales). Les systèmes d'alimentation biphasé et multiphasé, qui permettent de réduire les rejets azotés, ont également été encouragés, comme l'avaient suggéré Dourmad *et al.* (Dourmad et al., 1995). Les contrats territoriaux d'exploitation, puis les contrats d'agriculture durable ont été mobilisés pour infléchir les pratiques agricoles, par exemple en encourageant financièrement la substitution des engrais organiques aux engrais minéraux. Le « Plan d'action pour le développement pérenne de l'agriculture bretonne » de 2002 prévoyait de financer en partie la résorption de 80 000 tonnes d'azote, dont 60 000 tonnes par traitement du lisier (30 à 60 % des investissements couverts par l'État, les collectivités et l'agence de l'Eau). Les programmes d'action relatifs aux bassins versants en contentieux prévoient une aide au traitement du lisier, au transfert des effluents et à la réduction des cheptels. Des mesures agri-environnementales, puis des indemnités compensatrices de contrainte environnementale dégressives sont prévues pour compenser les baisses de rendement et les surcoûts de gestion des effluents, dans ces bassins versants où les plafonds de fertilisation imposés sont bas. Le plan de lutte contre les algues vertes en Bretagne accélère le financement de la résorption dans les bassins versants concernés, en mettant l'accent sur la méthanisation. En Bretagne, l'ordre de grandeur du montant cumulé des aides publiques investies en 20 ans pour la maîtrise des pollutions agricoles est proche du milliard d'euros (Le Goffe, 2009).

Parmi les mesures incitatives, on trouve également la redevance pollution des élevages, volet répressif du PMPOA, créée en 1993 dans le but d'accélérer la mise aux normes des élevages et effectivement appliquée à partir de 1999. Elle était assise initialement sur la qualité de récupération des déjections, améliorable grâce aux aides du PMPOA, et sur le chargement animal. Ce dernier critère permettait, sans le dire ni le faire vraiment rigoureusement, de pénaliser le dépassement de la norme des 170 kg d'azote organique par hectare, c'est-à-dire les exploitations en excédent. Suite à un amendement du député Le Fur, la loi sur l'eau de 2006 a modifié l'assiette de cette redevance. Elle est désormais assise sur tous les UGB de l'élevage et plus seulement sur les UGB excédentaires, même si les élevages dont le chargement est inférieur à 1,4 UGB par hectare en sont exonérés¹¹ (élevages extensifs, notamment de montagne). Bien que le taux de taxe par unité d'azote ait été divisé par un facteur proche de 8, la recette globale n'est pas modifiée car le paiement de la redevance est mutualisé sur un plus grand nombre d'élevages, qu'ils soient excédentaires ou pas. En Bretagne, cela signifie que les élevages liés au sol et les élevages hors-sol ayant résorbé leurs excédents paieront pour les élevages excédentaires¹². Il s'agit d'un retour en arrière en matière d'application du principe pollueur-payeur, qui a des conséquences négatives sur l'équité entre les producteurs et la pédagogie de l'environnement, ainsi que sur l'incitation économique à ne pas polluer, alors qu'elle était déjà faible. D'une manière générale, la loi sur l'eau de 2006 se limite à compter sur le volontariat des acteurs et les aides publiques pour faire reculer les pollutions diffuses d'origine agricole.

¹¹ L'argument de la simplification administrative, avancé pour la modification de l'assiette, n'est pas recevable dans la mesure où, pour l'exonération, il faut continuer à déterminer le chargement, base de l'assiette antérieure.

¹² En Bretagne, la majeure partie de l'excédent d'azote régional provient des exploitations hors-sol de porcs et de volailles (Cébron et al., 2008).

10.8.1.3. Analyse économique du dispositif français

Cette recension montre que la réglementation est l'instrument privilégié de la politique française de maîtrise des pollutions des élevages. Cependant, il reste des problèmes importants quant à la définition des normes censées limiter les pollutions diffuses et quant à la vérification de leur respect par les agriculteurs. Les plafonds de fertilisation totale ne sont pas généralisés et le contrôle des épandages et de la consommation de minéral est inefficace ou impossible. Par ailleurs, on observe que les prescriptions réglementaires vont bien au-delà de la poursuite d'objectifs environnementaux, puisqu'elles portent aussi sur le choix des technologies de dépollution, sur la répartition des surfaces d'épandage, sur la limitation et la restructuration de la production, etc. En imposant des contraintes non justifiées sur le plan environnemental, on risque de créer des inefficacités économiques et de décourager inutilement les entrepreneurs, sans garantie d'efficacité environnementale. En outre, la multiplication des réglementations alourdit considérablement les missions de contrôle de l'administration et l'empêche de se concentrer sur la question essentielle de la vérification des normes environnementales.

Le dispositif a eu massivement recours aux subventions, sans lesquelles on n'observe pas de modification des pratiques agricoles. Il enfreint donc le principe pollueur-payeur et se trouve en contradiction avec la DCE. Lessirard et Quevremont (2008) démontrent d'ailleurs que l'administration française reste attachée à cette stratégie, puisqu'ils proposent de mutualiser une cotisation perçue à l'abattage pour pérenniser les aides aux investissements environnementaux, malgré l'encadrement communautaire des aides (Lessirard and Quevremont, 2008). Dans le même esprit, on constate que la redevance pollution des élevages, qui constituait un timide début d'application du principe pollueur-payeur, a fini par être démantelée et mutualisée elle aussi. Cette approche mutualiste de la politique de l'eau en France avait déjà été dénoncée dans les rapports sur le fonctionnement des agences de l'eau. Ce refus persistant d'appliquer le principe pollueur-payeur s'explique par la volonté de maintenir la production, même si elle n'est pas durable, afin d'éviter les ajustements structurels dans la filière. Il a pour contreparties l'inefficacité économique et l'inflation réglementaire dans les ZES, afin de tenter d'y endiguer la croissance des effectifs.

La conséquence est que les éleveurs ne sont pas incités à rechercher les méthodes de résorption les moins coûteuses, au premier rang desquelles on trouve l'épandage et la réduction du minéral, puisqu'ils ne sont pas confrontés aux coûts réels (Mahé and Le Goffe, 2002). Le Goffe et Salanié ont notamment montré comment la subvention au traitement du lisier incite les agriculteurs à utiliser davantage d'azote minéral, ce qui explique en partie pourquoi sa consommation ne baisse plus en Bretagne depuis 2002, malgré les actions de BEP (Le Goffe and Salanie, 2005). Cette sous-utilisation de l'épandage s'explique également par les contraintes réglementaires qui obligent certains élevages à traiter, plafonnent les surfaces d'épandage ou limitent les transferts. Par ailleurs, les éleveurs n'ont pas le signal d'arrêter de produire, quand le coût de résorption supplémentaire devient supérieur à la valeur créée en plus. Cela conduit à pérenniser des exploitations qui ne sont pas durables et incite à la croissance des excédents.

A l'échelle sectorielle, le coût global n'est pas minimisé, comme l'ont montré Djaout *et al.*, à l'aide d'un modèle linéaire de gestion des effluents d'élevage sous contrainte de la directive « Nitrates » (Djaout *et al.*, 2009). La simulation effectuée pour le département des Côtes d'Armor montre que le coût global de résorption serait divisé par deux, si on appliquait le principe pollueur-payeur plutôt que le Plan d'action pour le développement pérenne de l'agriculture bretonne. L'application du principe pollueur-payeur et de la norme stimulerait le marché de l'épandage, qui ne fonctionne pas bien aujourd'hui en Bretagne, où une proportion importante de terres ne reçoit pas d'engrais organique. Le signal de prix du service d'épandage inciterait les élevages les plus efficaces à traiter leurs effluents, alors que les élevages les moins efficaces privilégieraient l'épandage ou la réduction du cheptel et que les agriculteurs auraient intérêt à utiliser les engrais organiques à la place des engrais minéraux.

En France, le secteur animal se restructure moins vite que dans d'autres pays européens (Danemark notamment) et a aussi plus de mal à se développer en dehors de son bassin historique de l'ouest (par rapport à l'Espagne notamment). On peut se demander si ces difficultés ne proviennent pas en partie de l'association

d'une réglementation pléthorique qui décourage les entrepreneurs et d'aides publiques permettant à des élevages non durables de se maintenir, conséquences du refus d'appliquer le principe pollueur-payeur. A cet égard, il est intéressant de revenir sur les amendements déposés successivement par le député Le Fur en 2006 et en 2010. La France a choisi de privilégier la réglementation au détriment des incitations économiques. Il y a une contradiction à vouloir à la fois simplifier la réglementation et supprimer les incitations existantes visant à maîtriser les excédents. Or, c'est justement ce qui s'est passé avec ces amendements. La réglementation française sur les installations classées méritait d'être simplifiée et alignée sur les règlements européens, de manière à faciliter les restructurations et supprimer les distorsions de concurrence. Le décret de 2010 qui permet les regroupements sans modification de plan d'épandage, c'est-à-dire sans augmentation de la concentration, va donc dans le bon sens. Le problème est qu'il a été précédé en 2006 par le démantèlement du seul instrument économique permettant le contrôle des excédents, pourtant faiblement pénalisés par rapport à d'autres pays, sans qu'une solution alternative ait été envisagée. Or la réflexion engagée sur l'allègement de la réglementation passe aussi par un renforcement des instruments incitatifs. Cependant, il fallait sûrement faire évoluer la redevance pollution des élevages, qui s'appliquait inutilement à tous les élevages, de manière à la rendre moins lourde en coûts de transaction, mais aussi plus incitative.

10.8.2. Le modèle danois suivi par les pays du nord

10.8.2.1. Le Danemark

Cette recension du dispositif danois s'appuie sur deux études récentes, de l'OCDE (OCDE, 2007) et de l'IFIP (Roguet et al., 2010). La politique actuelle est le résultat de trois plans d'action successifs, démarrés en 1987, 1998 et 2005. Elle comporte trois dispositions principales : la comptabilité de l'azote, la règle d'harmonie et le zonage du territoire.

Chaque année l'éleveur doit déclarer la comptabilité de l'azote de son exploitation, comprenant notamment un plan de fumure prévisionnel et un bilan de fertilisation azotée de l'année passée avec les quantités d'azote organique et minéral. Cette déclaration permet le calcul du quota d'azote de l'exploitation, sur la base de l'assolement, la nature des sols, les rendements attendus et les possibilités d'irrigation. Le quota d'azote est calculé à partir des apports optimaux de fertilisants établis chaque année par l'administration danoise pour les différentes situations observées dans le pays. Ces standards peuvent être contestés si le paysan peut prouver que ses rendements sont meilleurs. Les standards sont inférieurs à l'optimum économique (de 10 % jusqu'en 2009, puis 15 % ensuite). Le taux de valorisation de l'azote des engrais organiques a augmenté de 15 % en 1987 à 75 % aujourd'hui, d'où une réduction drastique du minéral depuis 1990 (67, 53 et 42 % pour N, P, K respectivement), ce qui a conduit à la baisse du rendement des cultures et des teneurs en protéines. La déclaration de la comptabilité azotée, coordonnée avec la déclaration PAC, s'effectue par voie électronique à partir d'une déclaration pré-remplie. La cohérence des plans et des bilans est vérifiée avec les achats de l'exploitation. 6 % des exploitations sont contrôlées sur papier et 2 % dans la ferme, sur la base d'une analyse de risque. La déclaration électronique et les contrôles ciblés non systématiques permettent de réduire les coûts de transaction. Les dépassements de quota sont sanctionnés par des pénalités de 1,3 €/kg N jusqu'à 30 kg/ha et 2,7 € au-delà. Une telle comptabilité n'existe pas pour le phosphore, mais le phosphore minéral incorporé dans l'alimentation animale est taxé depuis 2005, à un niveau (0,54 € par kg) qui pourrait être augmenté.

La règle d'harmonie lie les productions animales au sol en imposant depuis 2002 des plafonds d'épandage d'azote organique plus sévères que ceux de la directive « Nitrates » pour les exploitations de grande culture, de porcs et de volailles (140 kg/ha). L'éleveur n'ayant pas suffisamment de terres en propriété ou en location pour respecter la règle d'harmonie peut établir un contrat d'épandage avec ses voisins (1 à 3 ans, déclaré aux autorités), ce qui est le cas des trois quarts des exploitations avicoles et de la moitié des exploitations porcines. Cependant, une proportion minimale de terres en propriété est exigée pour les élevages au-dessus de 12 tonnes d'azote. L'administration a mis en place la vérification électronique croisée des comptabilités et des échanges de

fertilisants. Les éleveurs rémunèrent les preneurs de lisier à environ un euro par kg d'azote dans les zones où le chargement animal est élevé. Il y a peu de stations de traitement du lisier.

Le Danemark a défini des zones sensibles pour l'azote, l'ammoniac et les odeurs, où les contraintes sont plus fortes que dans les zones banales. Les possibilités d'épandage sont réduites de 50 à 85 % dans les zones sensibles à l'azote (50 à 65 % de la surface du pays), selon leur vulnérabilité et leur capacité de dénitrification. Ces zones sont construites autour des zones Natura 2000. Les élevages doivent également limiter leurs émissions d'ammoniac dans des zones couvrant 7 % du territoire, situées à proximité des zones naturelles. Enfin, les élevages ne peuvent plus se créer ou s'agrandir dans les zones urbaines, touristiques, industrielles ou récréatives, existantes ou prévues. Ils doivent limiter leurs odeurs et respecter des distances vis-à-vis des habitations, d'autant plus grandes que les zones d'habitation sont denses.

La loi sur l'agriculture de 1994 a été assouplie récemment pour permettre les évolutions structurelles jugées nécessaires par les professionnels. La taille de l'élevage sur un site est plafonnée à 50 tonnes d'azote excrété, mais le maintien de ce plafond est discuté. La norme minimale de terres en propriété a été abaissée à 30 %, alors qu'elle était de 60 ou 100 % auparavant, pour permettre l'agrandissement des élevages. La production porcine danoise s'est fortement restructurée ces dernières années. La taille des élevages a beaucoup augmenté et une proportion croissante des éleveurs s'est spécialisée dans la production de porcelets, exportés à 30 % vers l'Allemagne. Cette évolution, qui résulte probablement de l'exploitation d'avantages comparatifs, a permis d'augmenter la valeur ajoutée du secteur tout en respectant les contraintes environnementales les plus fortes d'Europe.

10.8.2.2. Les Pays-Bas

En comparaison avec le Danemark, l'histoire de la politique du lisier aux Pays-Bas présente deux originalités : les quotas animaux échangeables et le système MINAS (OCDE, 2007). Les quotas, exprimés en phosphore, ont été créés en 1987 et rendus échangeables en 1994, pour leur partie non liée au sol. On a vu que ces échanges restreints géographiquement permettaient de réduire mécaniquement la concentration dans les régions en surplus, en raison du prélèvement de quota par l'État.

Le système MINAS (MINeral Accounting System) initié en 1998 marque une inflexion de la politique en faveur des incitations économiques, alors que la réglementation avait été privilégiée jusque là. MINAS calcule un bilan minéral entrées-sorties en azote et phosphore. Les pertes au bilan sont sanctionnées au-dessus de seuils de pertes « libres de pénalités ». Appliqué au départ aux exploitations les plus chargées, MINAS a été généralisé à toutes les exploitations en 2001. Les seuils libres de pénalités ont été progressivement abaissés entre 1998 et 2005, par exemple de 300 kg/ha à 140 kg/ha pour l'herbe. Les pénalités, qui se montaient à 0,68 €/kg N et 2,6-10,4 €/kg P en 1998, ont été augmentées à 2,53-5,07 €/kg N et 20,6 €/kg P en 2002, puis à nouveau ensuite pour atteindre des valeurs prohibitives. A ces niveaux, il est toujours plus intéressant de résorber les pertes que de payer les pénalités. A la création de MINAS, il avait été envisagé de se passer des quotas animaux, rendus progressivement superflus par la maîtrise des pertes de minéraux, mais cela n'a pas été fait.

Entre 1998 et 2002, les quantités d'azote et de phosphore apportées par les engrais minéraux ont baissé respectivement de 29 % et 22 % au niveau national (OCDE, 2005). Parallèlement, les charges totales nettes du sol en azote et phosphore ont été réduites de 35 % et 33 % respectivement. La période MINAS a été caractérisée par une baisse significative des concentrations en nitrate des eaux souterraines et superficielles par rapport aux périodes antérieures (cependant la période 1998-2002 est caractérisée par une faible hydraulicité).

Le système MINAS présente de nombreuses qualités. Il est équitable car il pénalise seulement les producteurs ayant des excédents de minéraux. En ce sens il met en œuvre le principe pollueur-payeur. Il procure une forte

incitation à utiliser efficacement les minéraux sur l'exploitation en réduisant les surplus. L'optimisation de l'épandage qui en résulte conduit à des échanges de droits d'épandage entre exploitants. Ceci permet aux agriculteurs qui acceptent du lisier de l'extérieur de couvrir leurs coûts de réduction des engrais minéraux par le prix de la location de leurs terres pour l'épandage. MINAS est économiquement efficace, car il laisse à l'exploitant le choix de la méthode de résorption la moins coûteuse pour lui (réduction du minéral, location de droits d'épandage, traitement, exportation ou réduction du cheptel).

En dépit de ses qualités intrinsèques et de ses résultats, obtenus surtout auprès des élevages laitiers, MINAS s'est rapidement heurté à des difficultés qui ont conduit à planifier son remplacement par un autre système en 2006. Les producteurs de porcs et de volailles, logiquement confrontés aux pénalités les plus lourdes, ont exploité toutes les failles du système pour le contester (normes minérales, analyses de lisier, variations de stocks, etc.). Il s'en est suivi de nombreuses procédures judiciaires et des refus de payer, qui ont augmenté notablement les coûts administratifs de MINAS, déjà élevés au départ compte tenu de l'ambition du système. Cependant, le plus gros défaut de MINAS a résidé dans sa non-conformité avec les normes de fertilisation organiques de la directive « Nitrates ». C'est pourquoi la Cour de justice européenne, saisie par la Commission, a condamné le premier Plan d'action des Pays-Bas dans son arrêt d'octobre 2003.

En 2006, le troisième plan d'action néerlandais a remplacé MINAS par un système de normes d'application de minéraux. Il s'agit de plafonds d'apports totaux en azote et phosphore, et de plafonds d'azote organique. Comme au Danemark, les normes de fertilisation totale sont déclinées selon les cultures et les types de sol, inférieures aux recommandations classiques et seront progressivement réduites. Les normes de rejets azotés des vaches laitières sont fonction du niveau de production. L'efficacité de l'azote des engrais organiques sera progressivement augmentée. La Commission européenne a accordé une dérogation permettant de monter le plafond d'azote organique sur l'herbe à 250 kg/ha. Le nouveau système prévoit des amendes administratives pour pénaliser le dépassement des plafonds et des sanctions pénales en cas de fraude.

La comparaison entre le Danemark et les Pays-Bas livre quelques enseignements. Le Danemark, qui a su éviter les trop fortes concentrations animales en liant précocement l'élevage au sol, n'a pas été obligé de contingenter la production. Aux Pays-Bas, le système MINAS a été victime de ses coûts de transaction et de sa non-conformité à la réglementation européenne. Les pays du nord (Pays-Bas, mais aussi Flandres belges) s'alignent progressivement sur le système danois, qui associe plafonds de fertilisation, déclaration de la comptabilité minérale et des échanges de fertilisants, amendes non systématiques pour réduire les coûts de transaction.

10.9. Synthèse et conclusions

Le cadre économique

La recherche de l'efficacité économique, encore appelée efficacité allocative (au sens de l'allocation des ressources permettant de produire un maximum de valeur), est au centre de la théorie économique. Cette référence à l'optimum économique (dit de Pareto) est également à la base des prescriptions normatives élaborées par les économistes à propos des politiques environnementales. En effet, l'environnement participe à la richesse globale, en procurant directement du bien-être au consommateur ou en étant utilisé comme facteur de production. C'est pourquoi on ne peut se limiter à raisonner sur la seule création de valeur privée, comme le font les filières animales. Il faut lui retrancher le dommage à l'environnement, exprimé de manière monétaire, encore appelé coût externe en raison de son caractère hors-marché. On obtient ainsi la valeur collective, dont la maximisation doit être l'objectif de la politique environnementale. De la même façon, il convient de rechercher les conditions de la minimisation du coût social, obtenu en ajoutant le dommage à l'environnement au coût de restauration de l'environnement.

Dans le cas de l'élevage, ceci implique que chaque éleveur devrait produire (respectivement dépolluer) jusqu'au niveau où son bénéfice marginal (respectivement coût de dépollution marginal) égalise le dommage marginal

qu'il impose à l'environnement. Réaliser cette allocation optimale suppose de différencier la politique selon les milieux et selon les producteurs. Premièrement, la pollution doit être davantage réduite dans les zones à environnement sensible où les bénéfices sont plus grands. Deuxièmement, il faut faire porter davantage l'effort sur les producteurs dont les coûts sont les plus faibles. Dans le cas fréquent où on ne dispose pas d'information complète sur les dommages, un objectif plus faible consiste à rechercher l'allocation coût-efficace, qui minimise le coût global pour atteindre un objectif environnemental donné. Cette condition est obtenue en différenciant les efforts des producteurs de manière à égaliser leurs profits marginaux (ou leurs coût de dépollution marginaux). L'allocation coût-efficace peut être décentralisée en ayant recours à un principe de responsabilité qui fait supporter au responsable du dommage le coût de remise en état de l'environnement (on parle d'internalisation). Le principe pollueur-payeur, le principe de responsabilité environnementale et le principe de compensation des dommages sont des exemples de principe de responsabilité.

Au-delà des coûts sociaux pris en compte dans l'efficacité allocative, il faut également intégrer les coûts de mise en œuvre de la politique, qu'il s'agisse des coûts administratifs engagés par l'Etat ou des coûts pour les producteurs. On parle ici de coûts de transaction, par analogie avec le marché. Construire une politique de régulation des pollutions des élevages consiste à appliquer des instruments (quantitatifs ou économiques) à des indicateurs environnementaux, plus ou moins corrélés aux pollutions que l'on souhaite réduire. Sachant qu'un indicateur est d'autant plus coût-efficace qu'il est mieux corrélé aux émissions polluantes, le choix de l'indicateur est typiquement un problème d'arbitrage entre sa précision et les coûts de transaction nécessaires à sa mise en œuvre. La mise en œuvre de la différenciation des efforts selon les milieux et les producteurs impose également des coûts de transaction si on choisit des instruments quantitatifs. En revanche, une fois le zonage environnemental effectué, les instruments économiques assurent automatiquement la différenciation des efforts des producteurs, dans la mesure où leur comportement optimisateur les conduit à égaliser leurs coûts ou bénéfices marginaux au signal de prix et donc entre eux.

Le choix des instruments

La littérature montre qu'on ne peut s'appuyer exclusivement sur le volontariat et l'éducation des éleveurs pour espérer une réduction des fuites d'azote. En effet, ces atteintes environnementales sont liées à la recherche d'économies d'échelle et d'agglomération par les producteurs et les filières animales, face à la modification des prix des facteurs de production (travail, terre, facteurs d'origine industrielle) et à la gratuité de l'environnement. Corriger les conséquences environnementales de ces évolutions productives suppose donc des coûts pour les producteurs et les filières, qu'il est généralement difficile de répercuter aux consommateurs via les marchés en raison des caractéristiques de bien public de l'environnement. Ceci explique que les programmes de formation et de démonstration soient peu efficaces quand les actions en faveur de l'environnement impliquent une réduction du profit des producteurs, comme le montre l'échec du programme Bretagne Eau Pure à réduire la consommation d'azote minéral. Il existe cependant quelques cas où les pratiques agricoles favorables à l'environnement peuvent se répercuter dans les attributs privés des biens commercialisables par les agriculteurs (aliments, tourisme...). Ces situations demandent que les producteurs coopèrent à la fourniture d'un bien collectif (AOC, aménités...) et que le bénéfice des actions collectives perçu par chaque acteur soit supérieur à son coût individuel. Ces conditions sont difficilement réunies dans le cas des flux d'azote des élevages, particulièrement en élevage hors-sol.

Face aux limites des démarches volontaires, l'objectif de réduction des pollutions passe nécessairement par la mise en œuvre d'instruments quantitatifs ou économiques. A la différence de ce qui a été recommandé pour les pesticides (Carpentier et Barbier, 2005), l'examen de la littérature économique sur la maîtrise de l'azote des élevages conduit à préférer le quota à la taxe. Sous le terme quota, on inclut les plafonds d'apports de minéraux à l'hectare (azote, phosphore, etc.) ou les surplus de minéraux (bilans), mais également les normes d'émission d'ammoniac. Ces quotas doivent être assortis de pénalités en cas de dépassement. Les minéraux étant nécessaires à la croissance des plantes et exportés par elles, il est naturel de penser au quota ici. Cela renvoie à la corrélation des indicateurs à la pollution, meilleure pour le surplus d'azote que pour les intrants, alors que la présence de pesticides dans l'environnement est directement liée à la consommation d'intrants (ce qui justifie la taxe).

Le quota présente deux avantages classiques par rapport à la taxe. Premièrement, il permet d'atteindre un résultat environnemental avec certitude, à condition qu'il soit respecté. Deuxièmement, il donne gratuitement un droit sur l'environnement, à la différence de la taxe, évitant ainsi de peser sur le revenu des producteurs. A l'inverse, la taxation des intrants azotés conduirait à un résultat incertain et ferait peser un fardeau financier sur les producteurs, d'autant plus élevé que l'élasticité prix de la demande d'intrants (engrais notamment) étant faible, la taxe devrait être importante. Un autre avantage du quota de minéraux ou d'ammoniac est qu'il peut être différencié en fonction de la sensibilité environnementale des milieux et des territoires, ce que ne permet pas la taxe pour des raisons d'égalité devant l'impôt et de risque de marché noir.

En revanche, le quota présente deux limites importantes pour les économistes. En raison des coûts de transaction, il est difficile de différencier le quota selon les coûts des producteurs, alors qu'en théorie la taxe le fait automatiquement en égalisant les coûts marginaux. Le coût global d'une réduction de pollution donnée sera donc plus important avec le quota qu'avec la taxe. Par ailleurs, l'incitation économique est plus flexible aux changements des conditions économiques ou technologiques et incite à développer des innovations, alors que le quota est rigide par définition. Ces deux limites peuvent être dépassées si les quotas deviennent échangeables sur un marché de quotas (on parle aussi de permis négociables ou de marché de droits). Le prix du quota fonctionnant comme une incitation (taxe ou subvention), le marché de droits cumule alors les avantages des instruments quantitatifs et économiques.

Les indicateurs environnementaux

Parmi les indicateurs environnementaux disponibles pour asseoir la maîtrise des flux d'azote des élevages, on distingue des indicateurs de résultat (émissions azotées, indicateurs de fuite d'azote, pollution azotée ambiante) et des indicateurs de moyens (azote des inputs, outputs, pratiques agricoles et technologie). Parce qu'ils ne reflètent pas la concentration animale et donc la pollution, inputs (engrais et aliments du bétail) et outputs sont des indicateurs peu coûts-efficaces. Leur intérêt réside dans les faibles coûts de transaction qui leur sont associés, tout particulièrement dans le cas de la taxation ad valorem des intrants, qui ne nécessite pas de disposer de données individuelles sur les exploitations. Cet avantage existe également pour la taxe ambiante, puisqu'il suffit de mesurer la pollution dans le milieu récepteur. Cependant, comme l'incitation porte sur un résultat collectif et pas sur les actions individuelles, les incertitudes liées aux comportements stratégiques des producteurs font que la mise en œuvre d'une taxe ambiante bute sur des résultats aléatoires et son rejet par les producteurs.

Le recours à la technologie, via une réglementation et/ou une subvention, est un moyen fréquemment utilisé pour réduire la pollution, notamment en raison de faibles coûts de transaction. Cependant, en imposant une technologie ou en baissant son coût artificiellement, on empêche les producteurs de rechercher les solutions de résorption les moins coûteuses et on décourage les innovations permettant de réduire les coûts. C'est pourquoi les économistes n'y sont pas favorables, sauf dans le cas où la technologie s'avère systématiquement coût-efficace ou génératrice de gain social. C'est notamment le cas des cultures intermédiaires, qui permettent de réduire les fuites d'azote (et de phosphore) dans l'eau à un coût faible. Cette efficacité économique est doublée d'une bonne efficacité environnementale. En particulier, quand le surplus de minéraux est modéré et peu corrélé à la pollution, les cultures intermédiaires sont plus efficaces que la maîtrise quantitative de la fertilisation pour réduire les fuites d'azote.

En revanche, le fait que le surplus de minéraux soit mieux corrélé à la pollution quand il est élevé explique probablement que les indicateurs de fuite d'azote soient en général plus coûts-efficaces que les intrants. Ici encore, il faudra arbitrer entre les gains d'efficacité allocative liés à la précision de l'indicateur et les coûts de transaction qui sont fonction de la quantité d'information à obtenir pour élaborer l'indicateur. Ces coûts pourront néanmoins être limités en ayant recours à des contrôles non systématiques. Une propriété essentielle de ces indicateurs de résultats par rapport aux indicateurs de moyens est qu'ils laissent le choix des méthodes de résorption à l'éleveur, ce qui permet la minimisation des coûts et l'innovation au niveau de l'exploitation. En résumé, on peut recommander d'associer des indicateurs de fuite d'azote (dépassements de quotas, bilans) à des pratiques agricoles visant à réduire les fuites d'azote.

Marchés de droits et principe pollueur-payeur

Deux cas doivent être distingués selon que le droit de propriété préexiste ou pas à l'établissement du quota. Dans le cas de l'épandage, le quota de minéraux est attaché à la terre, dont le droit de propriété est parfaitement établi. Ici, il suffira de contrôler le respect du quota et de sanctionner les dépassements pour que la recherche par les producteurs de solutions de résorption à moindre coût aboutisse spontanément à des échanges. C'est ce qui se passe déjà dans les pays du nord et également en Bretagne, quoique dans ce dernier cas les échanges sont freinés par les défauts de la réglementation et les subventions au traitement, ce qui réduit l'efficacité allocative. Une autre conséquence de la liaison du quota de minéraux à la terre est que la valeur du droit d'épandage se capitalise dans le prix de la terre. C'est pourquoi une application rigoureuse de la directive « Nitrates » dans les zones à forte densité animale provoquerait une hausse du prix de la terre, qui serait bénéfique pour les producteurs en place propriétaires du foncier, mais découragerait les installations, ce qui aurait pour effet de réguler la concentration animale. Le revenu des producteurs en place serait probablement peu affecté, car la hausse du prix du foncier viendrait compenser les coûts de conformité à la directive nitrates, comme cela a été montré à propos des quotas animaux aux Pays-Bas (Komen and Peerlings, 1998). Enfin, si le marché de l'épandage est l'instrument pour résorber la pollution des eaux à moindre coût, il ne gère pas la question des nuisances liées aux odeurs et au transport, qui pourrait nécessiter des zonages ou des normes technologiques appropriées.

Dans le cas de l'ammoniac, s'il s'avérait nécessaire de réduire les émissions globales des zones à forte densité animale, un marché de quotas d'émissions entre élevages pourrait être envisagé, si ce dispositif permettait de réaliser des économies allocatives importantes, par exemple par rapport à une norme technologique économisant des coûts de transaction. Cela demanderait de créer des droits de propriété sur les quotas d'ammoniac, d'autoriser leur échange et de définir les zones géographiques où l'échange serait autorisé.

Les marchés de droits ne peuvent atteindre l'efficacité allocative que si le principe pollueur-payeur est appliqué, ce qui suppose d'appliquer des pénalités financières aux dépassements de quotas et de ne pas recourir aux subventions. C'est ainsi que la subvention au traitement du lisier renchérit la résorption tout en réduisant le prix du droit d'épandage, signal de la valeur de l'environnement pour le producteur. Plus généralement, en permettant aux élevages non durables de se maintenir, la subvention à la dépollution donne l'illusion de la rentabilité, freine les restructurations et décourage les innovations en faveur de la production durable. En outre, les subventions couplées à des technologies particulières leur donnent un avantage artificiel qui conduit à les utiliser trop intensivement, même si elles ne sont pas coût-efficaces. Cependant, le principe pollueur-payeur peut tolérer certaines exceptions, à des fins de redistribution ou de diffusion des innovations. Sur une période de transition limitée, il peut être nécessaire de soulager les effets redistributifs négatifs induits par les politiques de l'azote chez les producteurs en place, si ceux-ci sont avérés. L'important étant ici que le principe pollueur-payeur soit appliqué à la marge, on aura recours à des aides neutres, indépendantes de la technologie. En revanche, il est légitime d'encourager la diffusion des technologies innovantes, en phase de démarrage, en aidant ponctuellement les producteurs qui prennent le risque d'être des cobayes. Enfin, le principe pollueur-payeur s'applique potentiellement aux risques environnementaux, telles les pollutions accidentelles par le lisier, depuis le vote de la loi sur la responsabilité environnementale en 2008. Il faudrait néanmoins que les tribunaux soient saisis des pollutions accidentelles liées aux élevages et que leur assurance devienne obligatoire, pour que l'espérance des dommages soit effectivement internalisée.

La France et les pays du nord

La comparaison des politiques du lisier menées en France et dans les pays du nord de l'Europe fait apparaître des différences importantes. La France a privilégié la réglementation et les subventions à la résorption, au détriment des incitations et du principe pollueur-payeur. Cependant, cette réglementation pléthorique présente de nombreuses limites, car les normes sont incomplètes, pas toujours justifiées écologiquement et surtout leur dépassement n'est pas sanctionné. Cet empilement réglementaire décourage les entrepreneurs et alourdit la mission de contrôle de l'Etat. On peut se demander si cette situation ne contribue pas aux difficultés que la

France rencontre pour restructurer son élevage intensif et l'exporter à l'extérieur de son bassin historique de l'ouest.

A contrario, les politiques des pays du nord, alignées progressivement sur celle du Danemark, sont beaucoup plus conformes aux prescriptions de l'analyse économique. Elles associent plusieurs éléments : quota d'azote total (voire de phosphore) basé sur l'assolement et la nature des sols, déclaration de comptabilité de l'azote incluant les échanges de fertilisants organiques et minéraux, contrôles ciblés et amendes dissuasives en cas de dépassement, modulation des normes selon un zonage écologique. L'absence de subvention au traitement a permis aux marchés de l'épandage de se développer. Face à ces politiques, les éleveurs ont réagi en augmentant la taille des élevages et en se spécialisant, notamment en développant le naisseur au détriment de l'engraissement, ce qui a pour objectif d'augmenter la valeur ajoutée par unité d'azote excrétée.

En France, les évolutions récentes (amendement Le Fur, nouveau décret nitrates) vont dans le sens de l'allègement de la réglementation et de l'alignement des normes sur celles des autres pays européens : regroupement des élevages, plafonds d'azote organique rapporté à la SAU, suppression programmée des ZES. Cependant, si l'harmonisation européenne et la simplification sont sans doute souhaitables, il faut parallèlement renforcer les incitations visant à maîtriser les excédents. Or, alors que le calcul de l'équilibre de la fertilisation azotée est prévu dans le nouveau décret, ce qui est un progrès, il manque toujours les modalités de contrôle et de sanction, que les pays du nord ont mis en place pour faire respecter cet équilibre.

Références bibliographiques du chapitre 10

- Baron, P.; Barthelemy, F.; Bouvier, M.; Martin, X.; Vogler, J.P., 2001. Elevages et fonctionnement du Conseil départemental d'hygiène en Ille et Vilaine. Paris IGE-CGGREF. 73 p.
<http://www.eau-et-rivieres.asso.fr/media/user/File/PDF/RapportCDH35.pdf>; http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elevages-et-fonctionnement-du-conseil-departemental-dhygiene-en-ille-et-vilaine/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_cdh-0.pdf?nocache=1134040585.85
- Baumol, W.J.; Oates, W.E., 1988. *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, 312 p.
- Bel, F.; Drouet d'Aubigny, G.; Lacroix, A.; Mollard, A., 2004. Efficacité et limites d'une taxe sur les engrais azotés : Eléments d'analyse à partir de seize pays européens. (Effectiveness and Limitations of a Tax on Nitrogen Fertilisers: Some Analytical Factors Derived from Sixteen European Countries. With English summary.). *Economie et Prevision*, 166 (5): 99-113.
http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECOP_166_0099; <http://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2004-5-page-99.htm>
- Berntsen, J.; Petersen, B.M.; Jacobsen, B.H.; Olesen, J.E.; Hutchings, N.J., 2003. Evaluating nitrogen taxation scenarios using the dynamic whole farm simulation model FASSET. *Agricultural Systems*, 76 (3): 817-839.
[http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x\(02\)00111-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0308-521x(02)00111-7)
- Carpentier, A.; Rainelli, P., 2002. La taxation des intrants polluants agricoles : perspectives européennes Document de travail ESR Rennes. 20 p.
- Carpentier, A.c.; Barbier, J.M.c., 2005. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. In: Aubertot J.N., J.M.B., A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, I. Savini, M. Voltz (éditeurs), ed. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Rapport d'Expertise scientifique collective, INRA et Cemagref (France)*. Paris: INRA, 245 p.
<http://www.inra.fr/content/download/5804/62736/file/pesticides-5texte.pdf>
- Cébron, D.; Michel, P.; Hurvois, Y.; Leroy, S., 2008. Gestion globale de la fertilisation en 2004 : Les excédents azotés ont diminué depuis 2000. *Agreste Bretagne*, (mars): 1-8.
http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/BEP_cle88447d.pdf
- Chatellier, V.; Vérité, R., 2003. L'élevage bovin et l'environnement en France : le diagnostic justifie-t-il des alternatives techniques ? *Productions Animales*, 16 (4): 231-249.
- Christensen, J.; Hansen, L.G., 2005. Abatement costs of alternative tax systems to regulate agricultural nitrogen loss. *Environmental Economics and Policy Studies*, 7 (2): 53-74.
- Coase, R.A., 1960. The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3: 1-44.
- Cochard, F.; Rozan, A., 2010. Taxe ambiante : un outil adapté à la lutte contre les coulées de boue ? Une étude expérimentale. *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement-Review of Agricultural and Environmental Studies*, 91 (3): 296-326.
<http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/56/23/12/PDF/LY2010-PUB00030637.pdf>
- Cochard, F.; Spaeter, S.; Verchère, A.; Willinger, M., 2009. Pollution diffuse aux nitrates et incitations économiques. (Nitrate Non-point Source Pollution and Economic Incentives. With English summary.).

Revue Française d'Economie, 24 (1): 71-119.

Conseil économique social et environnemental de Bretagne, 2011. Les marées vertes en Bretagne : pour un diagnostic partagé, garant d'une action efficace. Rennes, France Conseil économique, social et environnemental de Bretagne. 31 p.

Dalmas, D.; Moreau, R.; Quévremont, P.; Frey, V., 2010. Élaboration d'un plan de lutte contre les algues vertes. *Rapport CGAAER*. Paris, France Ministère de l'alimentation, de l'agriculture et de la pêche. 144 p.

http://archives.agriculture.gouv.fr/sections/publications/rapports/elaboration-d-plan-lutte/downloadFile/FichierAttache_1_f0/rapport_algues_vertes_CGAAER_CGEDD_janv2010.pdf?no_cache=1134040585.85

Djaout, F.; Le Goffe, P.; Tauber, M., 2009. Comment appliquer la directive nitrates et à quel coût ? Une modélisation spatiale du marché de l'épandage. *Economie et Prevision*, 188: 43-61.

http://www.cairn.info/load_pdf.php?ID_ARTICLE=ECOP_188_0043;http://www.cairn.info/revue-economie-et-prevision-2009-2-page-43.htm

Dourmad, J.Y.; Le Mouel, C.; Rainelli, P., 1995. Réduction des rejets azotés des porcs par la voie alimentaire : évaluation économique et influence des changements de la Politique Agricole Commune. *Productions Animales*, 8 (2): 135-144.

Doussan, I., 2004. L'environnement et la réforme de la PAC : de la multifonctionnalité à la schizophrénie agricole. *Droit de l'environnement*, (118): 93-98.

<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00364646/en/>

Feinerman, E.; Komen, M.H.C., 2005. The use of organic vs. Chemical fertilizer with a mineral losses tax: The case of dutch arable farmers. *Environmental & Resource Economics*, 32 (3): 367-388.

<http://www.dx.doi.org/10.1007/s10640-005-6647-5>

Griffin, R.C.; Bromley, D.W., 1982. Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality: A Theoretical Development. *American Journal of Agricultural Economics*, 64 (3): 547-552.

<http://www.jstor.org/stable/1240648>

Hayami, Y.; Ruttan, V.W., 1985. *Agricultural Development: An International Perspective*. Baltimore, MD: Johns Hopkins Univ. Press, 512 p.

Herriges, J.A.; Secchi, S.; Babcock, B.A., 2005. Living with hogs in Iowa: The impact of livestock facilities on rural residential property values. *Land Economics*, 81 (4): 530-545.

http://www.ncifap.org/_images/factsheetRuralPropertyValues.pdf

Hopkins, J.; Schnitkey, G.; Tweeten, L., 1996. Impacts of nitrogen control policies on crop and livestock farms at two Ohio farm sites. *Review of Agricultural Economics*, 18 (3): 311-324.

<http://dx.doi.org/10.2307/1349618>

Horan, R.D.; Shortle, J.S., 2001. *Environmental instruments for agriculture*. Wallingford UK: CABI Publishing (*Environmental policies for agricultural pollution control*).

<http://dx.doi.org/10.1079/9780851993997.0019>

Huhtala, A.; Marklund, P.O., 2008. Stringency of environmental targets in animal agriculture: shedding light on policy with shadow prices. *European Review of Agricultural Economics*, 35 (2): 193-217.

<http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbn025>

Kampas, A.; Edwards, A.C.; Ferrier, R.C., 2002. Joint pollution control at a catchment scale:

- compliance costs and policy implications. *Journal of Environmental Management*, 66 (3): 281-291.
<http://dx.doi.org/10.1006/jema.2002.0588>
- Kampas, A.; White, B., 2002. Emission versus input taxes for diffuse nitrate pollution control in the presence of transaction costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 45 (1): 129-139.
<http://dx.doi.org/10.1080/09640560120100222>
- Kampas, A.; White, B., 2004. Administrative costs and instrument choice for stochastic non-point source pollutants. *Environmental & Resource Economics*, 27 (2): 109-133.
<http://dx.doi.org/10.1023/B:EARE.0000017275.44350.e5>
- Kaplan, J.D.; Johansson, R.C.; Peters, M., 2004. The manure hits the land: Economic and environmental implications when land application of nutrients is constrained. *American Journal of Agricultural Economics*, 86 (3): 688-700.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.0002-9092.2004.00611.x>
- Keplinger, K.O.; Hauck, L.M., 2006. The economics of manure utilization: Model and application. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31 (2): 414-440.
- Kidou, C.; P., L.G.; Surry, Y., 2000. *Pollution agricole et prix immobiliers en Bretagne : une approche économétrique selon le modèle des prix hédonistes*. Paris: INRA Economie (document non publié), 18 p.
- Kolstad, C.D., 2000. *Environmental economics*. Oxford: Oxford university press.
- Komen, M.H.C.; Peerlings, J.H.M., 1998. Restricting intensive livestock production: Economic effects of mineral policy in the Netherlands. *European Review of Agricultural Economics*, 25 (1): 110-128.
<http://dx.doi.org/10.1093/erae/25.1.110>
<http://erae.oxfordjournals.org/content/25/1/110.full.pdf+html>
<http://erae.oxfordjournals.org/content/25/1/110.abstract>
- Lacroix, A.; Beaudoin, N.; Makowski, D., 2005. Agricultural water nonpoint pollution control under uncertainty and climate variability. *Ecological Economics*, 53 (1): 115-127.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.11.001>
- Lacroix, A.; Bel, F.; Mollard, A.; Sauboua, E., 2006. La territorialisation des politiques environnementales : le cas de la pollution nitrique de l'eau par l'agriculture. *Développement Durable et Territoire*: 1-14.
<http://developpementdurable.revues.org/pdf/1838>
- Lansink, A.O.; Peerlings, J., 1997. Effects of N-surplus taxes: Combining technical and historical information. *European Review of Agricultural Economics*, 24 (2): 231-247.
- Le Goffe, P., 2000. Hedonic pricing of agriculture and forestry externalities. *Environmental & Resource Economics*, 15 (4): 397-401.
<http://www.dx.doi.org/10.1023/a:1008383920586>
- Le Goffe, P., 2008. La politique de l'eau : approche économique et application à la pollution des élevages. *Productions Animales*, 21 (5): 419-426.
- Le Goffe, P., 2009. La dimension économique. In: Bretagne, C.S.-C.S.d.l.E.d., ed. *Communiqué sur les marées vertes*. Conseil scientifique de l'environnement de Bretagne, 9-13.
http://www.cseb-bretagne.fr/index.php?option=com_remository&Itemid=28&func=download&id=73&chk=7f004ab57bf487aec14d7674e4f1659c

Le Goffe, P.; Salanie, J., 2005. Le droit d'épandage a-t-il un prix ? Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 77: 35-62.

<http://www.inra.fr/esr/publications/cahiers/pdf/legoffe.pdf>

Le Roch, C.; Mollard, A., 1996. Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (39-40): 63-92.

Lenouvel, V.; Montginoul, M.; Thoyer, S., 2010. Construction et évaluation expérimentale d'une taxe ambiante différenciée adaptée aux prélèvements diffus d'eau agricole. *Journées de Recherches en Sciences Sociales INRA SFER CIRAD*. Paris, France: 2010;2010-12-09, 24 p.

<http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/58/33/79/PDF/MO2010-PUB00030021.pdf>

Lessirard, J.; Quevremont, P., 2008. La filière porcine française et le développement durable Ministères de l'écologie et de l'agriculture, Paris, France. 74p. + annexes.

<http://lesrapports.ladocumentationfrancaise.fr/BRP/084000311/0000.pdf>

Mahé, L.P.; Le Goffe, P., 2002. La Résorption des excédents d'épandage : principes économiques d'un plan d'action pour la Bretagne Rapport à la Préfecture de la Région Bretagne. 63 p.

<http://lannilis.free.fr/environnement/Resorption%20des%20nitrates.pdf>

Mahé, L.P.; Ortalo-Magné, F., 2001. *Politique Agricole: Un Modèle Européen*. Paris: Presses de Sciences Po, 240 p.

OCDE, 1999. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : analyse et évaluation*. Paris: OCDE, 168 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264280267-fr>

OCDE, 2003. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention*. Paris: OCDE, 164 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264101807-fr>

OCDE, 2005. Manure policy and MINAS : regulating nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture of the Netherlands. Paris OCDE. 47 p.

OCDE, 2007. *Instrument Mixes for Environmental Policy*. Paris: OECD Publishing, 234 p.

<http://dx.doi.org/10.1787/9789264018419-en>

Palmquist, R.B.; Roka, F.M.; Vukina, T., 1997. Hog operations, environmental effects, and residential property values. *Land Economics*, 73 (1): 114-124.

<http://www.jstor.org/stable/pdfplus/3147081.pdf>

Pan, J.H.; Hodge, I., 1994. Land-use permits as an alternative to fertilizer and leaching taxes for the control of nitrate pollution. *Journal of Agricultural Economics*, 45 (1): 102-112.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1477-9552.1994.tb00381.x>

Polman, N.B.P.; Thijssen, G.J., 2002. Combining results of different models: the case of a levy on the Dutch nitrogen surplus. *Agricultural Economics*, 27 (1): 41-49.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-0862.2002.tb00103.x>

Rainelli, P.; Vermersch, D., 2000. Gestion foncière des excédents azotes et marché implicite de droits à polluer: Application aux élevages intensifs. (Agricultural Management of Nitrogen Surpluses and Implicit in Pollution Rights Market: Application to Intensive Livestock Farming. With English summary.). *Economie et Prévision*, (143-144): 91-100.

http://www.persee.fr/articleAsPDF/ecop_0249-4744_2000_num_143_2_6008/article_ecop_0249-

Ribaudo, M.; Cattaneo, A.; Agapoff, J., 2004. Cost of meeting manure nutrient application standards in hog production: The roles of EQIP and fertilizer offsets. *Review of Agricultural Economics*, 26 (4): 430-444.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-9353.2004.00192.x>

Ribaudo, M.; Gollehon, N.; Aillery, M.; Kaplan, J.D.; Johansson, R.C.; Agapoff, J.; Christensen, L.; Breneman, V.; Peters, M., 2003. Manure Management for Water Quality: Cost to Animal Feeding Operations of Applying Manure Nutrients to Land *Agricultural Economic*. Washington DC USDA Economic Research Service. 90 p.

<http://www.ers.usda.gov/publications/aer824/aer824.pdf>

Ribaudo, M.; Horan, R.D.; Smith, M.E., 1999. Economics of Water Quality Protection from Nonpoint Sources: Theory and Practice Washington, DC: Resource Economic Division, Economic Research Service, USDA.) 113 p.

<http://www.ers.usda.gov/publications/aer782/aer782.pdf>

Roguet, C.; Graveleau, C.; Duflo, B., 2010 Production porcine au Danemark : la grande mutation. Structures d'élevage, maîtrise des impacts environnementaux, résultats technico-économiques Paris IFIP.

Shortle, J.S.; Horan, R.D.; Abler, D.G., 1998. Research issues in nonpoint pollution control. *Environmental & Resource Economics*, 11 (3-4): 571-585.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1008276202889>

Smith, E.G.; Card, G.; Young, D.L., 2006. Effects of market and regulatory changes on livestock manure management in Southern Alberta. *Canadian Journal of Agricultural Economics-Revue Canadienne D Agroeconomie*, 54 (2): 199-213.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7976.2006.00045.x>

Soderholm, P.; Christiernsson, A., 2008. Policy effectiveness and acceptance in the taxation of environmentally damaging chemical compounds. *Environmental Science & Policy*, 11 (3): 240-252.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.003>

Spaeter, S.; Verchère, A., 2004. Agricultural pollution of water, moral hazard and optimal audit policies. Aléa moral et politiques d'audit optimales dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, (71): 5-35.

Vatn, A., 2001. Transaction costs and multifunctionality. *OECD Workshop on multifunctionality*. Paris, France, 2-3 July. OECD, 23 p.

<http://www.oecd.org/dataoecd/27/36/37633999.pdf>

Vatn, A.; Bakken, L.R.; Lundebj, H.; Romstad, E.; Rrstad, P.K.; Vold, A.; Botterweg, P., 1997. Regulating nonpoint-source pollution from agriculture: an integrated modelling analysis. *European Review of Agricultural Economics*, 24 (2): 207-229.

<http://dx.doi.org/10.1093/erae/24.2.207>

Verchère, A., 2005. Non-point source pollution in rural areas and marketable permits: lessons from the American experience. Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marche des permis d'emission: Les enseignements de l'expérience américaine. *Economie Rurale*, (285): 33-50.

<http://economierurale.revues.org/pdf/3120>

Verchère, A., 2010. Normes, taxes et pollution diffuse aux nitrates. *Revue Française d'Economie*, 25 (2): 93-135.

<http://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00530568/fr/>

Vukina, T.; Wossink, A., 2000. Environmental policies and agricultural land values: Evidence from the Dutch nutrient quota system. *Land Economics*, 76 (3): 413-429.

<http://dx.doi.org/10.2307/3147038>

Weersink, A.; Livernois, J.R.; Shogren, J.F.; Shortle, J.S., 1998. Economic Instruments and Environmental Policy in Agriculture. *Canadian Public Policy*, 24 (3): 309-27.

Weersink, A.; Vos, G.d.; Stonehouse, P., 2004. Farm return and land price effects from environmental standards and stocking density restrictions. *Agricultural and Resource Economics Review*, 33 (2): 272-281.

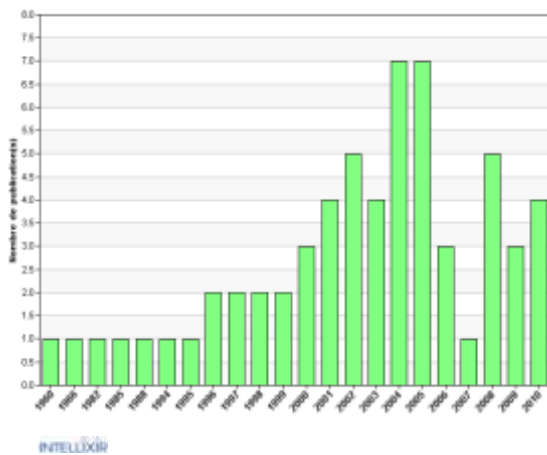
<http://ageconsearch.umn.edu/bitstream/31260/1/33020272.pdf>

Wu, J.; Tanaka, K., 2005. Reducing Nitrogen Runoff from the Upper Mississippi River Basin to Control Hypoxia in the Gulf of Mexico: Easements or Taxes? *Marine Resource Economics*, 20 (2): 121-144.

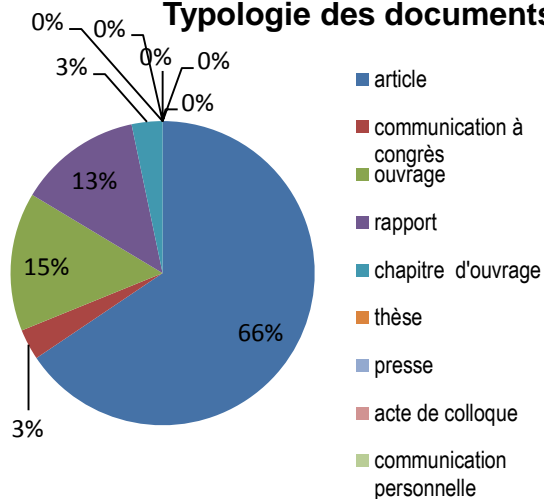
Analyse du corpus bibliographique du chapitre 10

Le chapitre comporte 61 références, soit 4% du corpus total. Les supports de publications sont assez divers (69 % d'articles et communications à colloque, 18 % d'ouvrages et chapitres d'ouvrages et 13 % de rapports). Les revues citées se répartissent équitablement entre des revues françaises et des revues européennes ou nord-américaines.

Répartition par date de publication



Typologie des documents



Principales sources citées

Sources	Documents
Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales	3
Economie et Prévision	3
European Review of Agricultural Economics	3
Productions Animales	3
Agricultural Economics	2
American Journal of Agricultural Economics	2
Environmental & Resource Economics	2
Review of Agricultural Economics	2
Revue Française d'Economie	2

Principaux auteurs cités

Auteurs	Documents
Le goffe P	5
Verchère A	4
Ocde	4
Mollard A	3
Kampas A	3
Ribeudo M	3
Rainelli P	3
Lacroix A	3
Shortle J	3
Horan R	3
Mahé L	2
Agapoff J	2
White B	2
Peters M	2
Johansson R	2
Kaplan J	2
Carpeleier A	2
Belf	2
Weersink A	2

INTELLEXIA