



HAL
open science

Régulation économique de la qualité de l'eau : efficacité et acceptabilité

Alban Thomas

► **To cite this version:**

Alban Thomas. Régulation économique de la qualité de l'eau : efficacité et acceptabilité. *Innovations Agronomiques*, 2012, 23, pp.69-84. hal-02642006

HAL Id: hal-02642006

<https://hal.inrae.fr/hal-02642006>

Submitted on 28 May 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.



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Régulation économique de la qualité de l'eau : efficacité et acceptabilité

Alban Thomas ¹

¹ INRA, UMR LERNA, Toulouse School of Economics, Université des Sciences Sociales, 21 Allée de Brienne, F-31000 Toulouse

Correspondance : thomas@toulouse.inra.fr

Résumé

Les difficultés rencontrées dans la limitation effective des pollutions d'origine agricole sont liées en grande partie à leur nature diffuse, qui rend la mise en place de politiques théoriquement efficaces particulièrement difficile.

Nous examinons les enjeux de la pollution de l'eau d'origine agricole afin d'en déduire des caractéristiques pouvant conditionner l'efficacité potentielle et l'acceptabilité des instruments de mesures envisagés. Des pistes de régulation plus en accord avec l'hétérogénéité des pratiques agricoles et de leur impact sur la qualité de l'eau sont discutées.

Mots-clés : régulation de la pollution, politiques agricoles et environnementales

Abstract : Economic regulation of water quality : efficiency and acceptability

The difficulties in effectively curbing down agricultural pollution of water resources are mainly due to their nonpoint nature, which complicates the implementation of theoretically-efficient policies. We examine the main issues of agricultural water pollution, in order to identify its leading characteristics that ultimately determine the potential efficiency and the acceptability of policy instruments considered.

We discuss alternative regulation schemes which are more consistent with the observed heterogeneity in agricultural practices and their impact on water quality.

Keywords: regulation of emissions, agricultural and environmental policies

1. Les enjeux de la pollution de l'eau d'origine agricole

La pollution de l'eau a fait l'objet en France de plusieurs lois reprenant au niveau national les directives européennes, la dernière étape de ce processus législatif étant la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) visant au bon état écologique des masses d'eau à l'horizon 2015. Si des progrès incontestables ont été réalisés quant aux pollutions d'origine industrielle et communale, notamment grâce à l'action parallèle des Agences de l'Eau et des DREAL (Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement, ex-DRIRE), les pollutions d'origine agricole demeurent à un niveau préoccupant. Selon l'ONEMA (Domange, 2011), même si l'eau distribuée reste de bonne qualité, l'on constate une dégradation de la qualité des eaux brutes prélevées par les 33 000 points de captage en raison d'une présence importante de nitrates et pesticides. Concernant les eaux souterraines, l'état des lieux établi en 2009 en vue de la DCE indique que plus de 40% des ressources ne présentent pas un bon état chimique et risquent par conséquent de ne pas atteindre le bon état en 2015. Pour les eaux de surface, 91% des ressources françaises sont contaminées par les pesticides et au moins 21% des masses d'eau superficielle présentent un mauvais état chimique selon les critères de la DCE, essentiellement à cause de la présence de pesticides. Pour ce qui est des nitrates, environ deux tiers de leur concentration dans les eaux continentales proviennent de l'agriculture (surtout les plaines alluviales), contre 22% pour les collectivités et 12% en provenance de l'industrie.

Les difficultés rencontrées dans la limitation effective des pollutions d'origine agricole doivent amener à réfléchir sur les obstacles techniques, économiques et institutionnels expliquant le retard pris, mais également sur les pistes possibles d'amélioration. Ces pollutions sont-elles structurellement difficiles à réguler ? Le cadre institutionnel de leur contrôle est-il mal adapté ? Quel est le rôle des politiques agricoles et du contexte économique des exploitations agricoles ? Avant d'examiner la façon dont les pouvoirs publics peuvent contribuer à résoudre le problème des pollutions de l'eau d'origine agricole, il convient tout d'abord de se pencher sur les caractéristiques de cette dernière.

A de très rares exceptions près, la pollution des eaux en milieu rural provient directement des activités agricoles : utilisation d'intrants organiques ou industriels en grande culture et maraîchage, déjections et alimentation animale en élevage, etc. De plus, à la différence de nombreuses pollutions industrielles ou urbaines, cette pollution est le plus souvent diffuse (*non point source pollution*) : elle provient d'un nombre relativement important d'acteurs dont les contributions individuelles au niveau ambiant sont très difficiles à mesurer. Une autre caractéristique concerne le devenir des pollutions : que le milieu récepteur soit constitué d'eaux souterraines ou superficielles, leur transfert depuis la surface agricole dépend de processus biophysiques faisant intervenir de nombreux paramètres (type de sol, climat, échanges entre nappes et eaux de surface, etc.). Ceci implique que le dommage final pour les écosystèmes et les activités de consommation humaine via les points de captage est difficile à relier aux activités agricoles à l'origine de ces pollutions.

Que la pollution d'origine agricole soit liée à la spécialisation en élevage ou aux pratiques culturales, elle est souvent associée à des systèmes intensifs conduisant à une concentration trop forte d'effluents, étant donné la capacité d'autoépuration du milieu récepteur. Une implication souvent avancée est que la pollution est provoquée par une sur- ou mauvaise utilisation des intrants potentiellement polluants. Il suffirait alors d'identifier le niveau correct (techniquement « optimal ») de leur utilisation pour promouvoir un usage « raisonné » de ces substances, tout comportement déviant par rapport à cette norme technique étant alors défini comme source de pollution potentielle. Cette approche est à la base des politiques associées à des normes en termes de bonnes pratiques agricoles. Elle néglige cependant le fait qu'une sur-utilisation des intrants correspond à un calcul particulier des exploitants agricoles, associé à un comportement de production dans lequel entrent en jeu des déterminants techniques, financiers mais également liés à leurs préférences vis-à-vis du risque.

De plus, les pollutions de l'eau d'origine agricole, peut-être en raison de leur côté moins spectaculaire que celles d'origine industrielle dans le passé, ont été prises en compte historiquement plus tardivement par la législation et la réglementation. La relative lenteur avec laquelle les références scientifiques en matière d'impact environnemental des activités agricoles ont été constituées peut également s'expliquer par la complexité des processus biophysiques en jeu, et l'aspect non prioritaire de la protection des écosystèmes. Dans la mesure où il n'existe pas de droits de propriété bien définis sur ces derniers, nous nous trouvons devant un cas typique de « tragédie des communs » : aucun agent économique n'a intérêt à les protéger car une telle protection ne procure pas de bénéfices immédiats. Il en résulte un niveau de qualité environnementale inférieur à celui qui serait socialement optimal, ce dernier étant, de plus, difficile à évaluer en raison du manque de transactions marchandes associées à la plupart des fonctions des écosystèmes. Ce constat est bien entendu différent de celui relatif à la protection des points de captage pour la consommation humaine qui, elle, fait l'objet d'une valorisation plus directe via l'alimentation et la distribution d'eau potable.

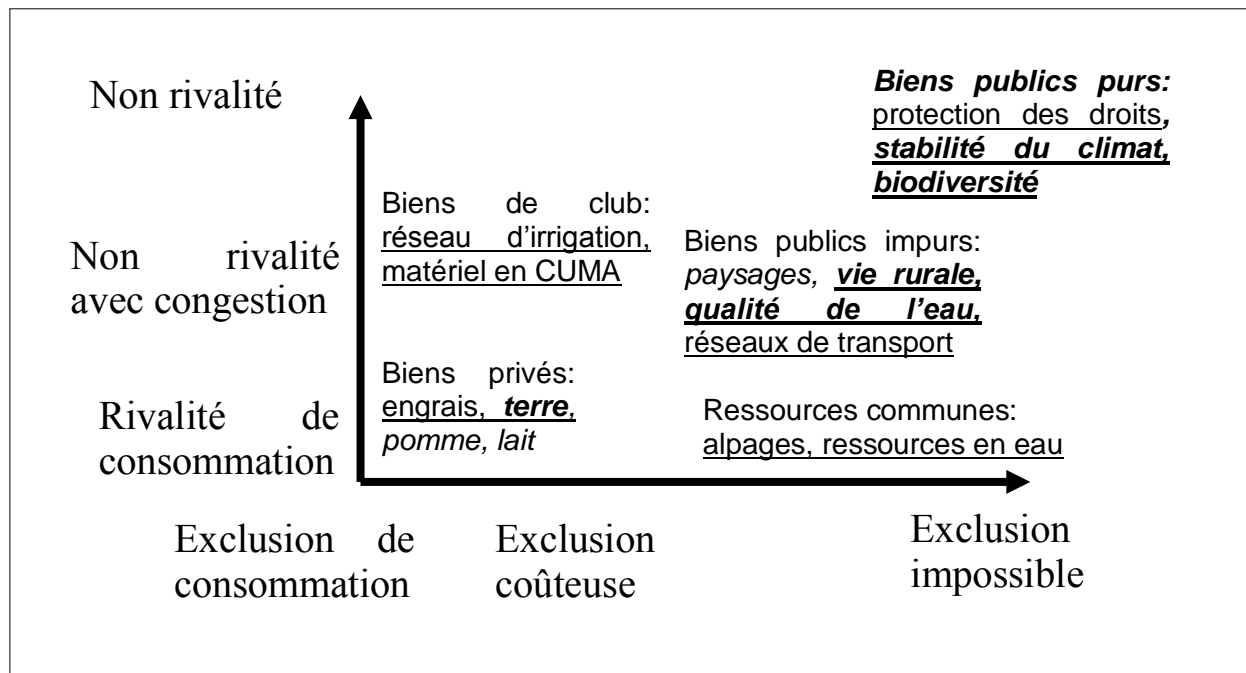
En résumé, les pollutions diffuses d'origine agricole sont caractérisées sur de nombreux bassins versants par un nombre d'acteurs trop important pour pouvoir leur associer une contribution à la pollution de la ressource. De plus, il existe souvent un temps de latence très long entre l'activité de production à l'origine de la pollution et la dégradation de l'environnement (notamment, la contamination des eaux souterraines par les nitrates). La détérioration de la qualité de l'eau en raison des activités agricoles entraîne alors des dommages liés moins au flux de polluants qu'à leur accumulation au cours du temps. Ceci implique que la responsabilité d'un agriculteur particulier dans le niveau de pollution observée (ambient) peut être pratiquement impossible à démontrer, ce qui constitue un frein aux actions judiciaires envisageables. Enfin, en raison de la complexité des processus bio-physico-chimiques en jeu, il existe toujours une variabilité (et une source d'aléa) dans la relation entre la pression sur le milieu (mesurée par le niveau d'utilisation des intrants) et l'impact réel pour l'homme et les écosystèmes, cette relation dépendant fortement des conditions pédoclimatiques locales.

Les caractéristiques des pollutions de l'eau d'origine agricole mentionnées ci-dessus ont des conséquences directes sur la façon de les réguler au moyen des outils des pouvoirs publics ou des agences environnementales, ce que nous verrons plus loin. Elles constituent également l'une des motivations majeures de l'intervention publique.

2. Motivations de la régulation publique

Le rôle de l'Etat dans la protection de l'environnement est souvent présenté comme découlant de la nature « publique » des biens à protéger. Un bien public est défini par les deux propriétés de non rivalité dans la consommation, et la non exclusion des usagers : l'usage d'un bien public par un acteur ne pénalise pas l'usage des autres acteurs, et aucun d'entre eux ne peut être exclu de l'accès aux bénéfices procurés par l'usage du bien public. Ainsi, les biens publics sont non marchands et l'agriculture en fournit de nombreux parmi lesquels les paysages, les fonctionnalités du sol, la résilience à certaines catastrophes naturelles, la sécurité alimentaire. La nature publique de tels biens varie en fonction du degré de non exclusion et de non rivalité, incluant les biens de club (exclusion et non rivalité possibles pour seulement un nombre limité d'acteurs) et les biens publics impurs (non rivalité et exclusion uniquement avec un coût élevé).

Le graphique 1 fournit des exemples de biens publics produits ou utilisés par l'agriculture, en fonction de ces deux propriétés.



Graphique 1 : Diversité des biens utilisés et produits (affectés) par l'agriculture. Source : Dupraz P., 2011. La diversité des biens publics en agriculture : une caractérisation économique. Salon International de l'Agriculture, Paris, 22 février 2011.

Les propriétés d'exclusion et de rivalité définissent un bien public impliquent l'absence d'un marché pouvant conduire à un niveau optimal de fourniture de services produits par ces biens. En effet, un comportement de passager clandestin est favorisé par la propriété de non exclusion, alors que la non rivalité implique un consentement à payer par les usagers qui serait inférieur au coût marginal de fourniture du bien public. Ainsi, les biens publics ne seraient généralement pas fournis à un niveau socialement optimal en raison d'un problème de risque moral (la « tragédie des communs ») : aucun usager ne serait prêt à payer pour un bien profitant également à d'autres, n'étant pas certain que les autres usagers en feraient de même.¹ Le niveau socialement optimal de qualité des points de captage peut, par exemple, être associé à un niveau de paramètres physicochimiques impliquant des coûts de prétraitement à partager entre les ménages résidentiels. Or, un consommateur ne sera pas prêt à payer pour une réduction de la pollution des eaux brutes via sa facture d'eau si tous les ménages résidentiels ne sont pas concernés par ce paiement.

Dans le cas des services non marchands procurés par l'environnement, les bénéfices privés associés à un meilleur état de l'environnement sont difficiles à évaluer, et en même temps, les impacts négatifs des activités économiques ne sont pas toujours bien perçus ni correctement évalués. Par conséquent, le consentement à payer pour la protection de l'environnement est dans une majorité de cas très faible, quand l'idée même d'y contribuer n'est pas contestée.

Jusqu'à une époque récente, les ressources naturelles étaient considérées comme des intrants pour la production ou des services dont on pouvait disposer sans coût. Les problèmes sont apparus lorsque, les impacts environnementaux des activités de production ou de consommation n'étant pas distribués

¹ Le niveau socialement optimal de fourniture d'un bien public est celui qui procure le maximum de bien-être social (c'est-à-dire, la plus grande satisfaction pour la société dans son ensemble, par opposition à un niveau optimal pour un agent économique ou une catégorie d'acteurs). Il est défini par le théorème de Bowen-Lindahl-Samuelson : le coût marginal de fourniture du bien doit être égal à la somme des consentements marginaux à payer des usagers. L'application de cette règle est d'autant plus difficile que le bien est de nature « globale » par opposition à « locale ».

uniformément sur le territoire ou entre les secteurs, certaines catégories d'acteurs ont été pénalisées et ont dû être protégées de cette dégradation. De plus, les dommages apparaissant parfois plusieurs années après les activités à leur origine, la protection des générations futures s'est ajoutée à la liste des objectifs publics sous le vocable de développement durable. L'intervention publique est de ce point de vue justifiée par un objectif de non-discrimination par rapport à la qualité de l'environnement.

Le rôle des pouvoirs publics dans la construction de politiques en faveur de la qualité de l'eau s'explique alors par le fait que, en situation de laisser-faire, le niveau socialement optimal de qualité ne serait pas atteint du fait des seules décisions des acteurs privés. Une tendance plus récente de la législation a consisté, pour de nombreux Etats, à affirmer le caractère de patrimoine national des ressources en eau, justifiant par là-même une protection par les pouvoirs publics. Le fait que l'Etat soit le seul acteur avec suffisamment d'autorité pour proposer et mettre en place des mesures de protection des ressources en eau ne signifie pas, cependant, que des acteurs privés ne peuvent agir en faveur de l'environnement. Si des initiatives d'entreprises privées ou d'associations se développent, elles sont encore limitées par le manqué d'incitations réelles. Par exemple, des actions visant à développer des niches environnementales sur des marchés segmentés via des stratégies d'éco-labellisation se heurtent à la difficulté pour les consommateurs d'identifier les bénéfices environnementaux associés à l'achat de ces produits de consommation courante.

Il s'agit donc pour les pouvoirs publics d'évaluer le niveau socialement optimal de la qualité de la ressource, avant de mettre en place des politiques de protection ou de restauration à plusieurs niveaux. Le premier niveau concerne les projets d'intérêt général financés par la collectivité nationale ; ces grands aménagements concernent cependant beaucoup moins la gestion qualitative de l'eau que la gestion quantitative (barrages, etc.)

Le second niveau concerne les politiques visant à modifier les comportements des acteurs individuels, de façon à ce que leurs décisions aboutissent à un état de l'environnement plus proche du niveau optimal. Partant du fait que les décisions d'acteurs résultent d'un calcul économique n'intégrant que très rarement leurs impacts environnementaux, ces politiques visent à faire « internaliser » les coûts environnementaux induits pour la société. En rendant les décisions individuelles dégradant l'environnement plus coûteuses à adopter, ces politiques réduisent en principe l'écart entre le niveau de qualité socialement optimal et celui induit par des décisions « égoïstes ».

S'il semble naturel, au vu de sa légitimité, que la puissance publique soit à l'origine des politiques de gestion de la qualité de l'eau, la collecte et la gestion des fonds par le décideur public peuvent s'avérer très coûteuses et peu efficaces. En effet, certains dommages sur la ressource en eau impliquent de disposer d'une connaissance précise des contributions des acteurs individuels aux dommages causés. Les coûts élevés d'acquisition de cette information justifient par conséquent la délégation des prérogatives de la puissance publique à des institutions locales censées disposer d'une meilleure information. Ce processus de décentralisation a donné lieu à la création des Agences de l'Eau en 1966, et au réseau régional des DRIRE (puis des DREAL) pour les aspects réglementaires. De plus, les coûts de surveillance et de contrôle extrêmement élevés peuvent également impliquer comme on le verra dans la suite, la mise en place de politiques sous-optimales (de second rang) d'un point de vue environnemental.

La délégation des politiques de gestion de la qualité de l'eau à des entités locales ainsi que la construction de politiques environnementales moins ambitieuses sont également au cœur des questions autour de l'acceptabilité des politiques par les acteurs. L'enjeu majeur pour la politique de l'eau est de parvenir à un équilibre entre l'acceptabilité des mesures par les acteurs impliqués, garante d'une performance environnementale suffisante, et l'efficacité environnementale des mesures en matière de contrôle des pollutions. Les pouvoirs publics doivent veiller en particulier à ce que les instances de régulation environnementale en charge de l'application de la politique de l'eau ne soient pas « capturées » par certains secteurs économiques, au nom de l'acceptabilité des mesures.

3. Choix des instruments de politique environnementale

La typologie des biens et services environnementaux fournis par une ressource en eau de bonne qualité doit être associée à un ensemble de mesures à sélectionner suivant plusieurs critères. Au-delà des bénéfices pour l'homme et les écosystèmes d'une préservation ou restauration de la qualité de l'eau, le coût de mise en place du programme de mesures et l'impact économique sur les secteurs concernés (notamment, les distorsions sur les marchés) doivent être pris en compte. Une façon de décider du meilleur type d'instruments de politique consiste à réaliser une analyse coût-bénéfices ou coût-efficacité. Alors que la première compare les conséquences de la mise en place de politiques concurrentes en termes de coûts et de bénéfices pour la société, la seconde prend comme donné l'objectif environnemental à atteindre et cherche ensuite la politique associée au moindre coût. Dans les deux cas, le choix de la politique comme un ensemble de mesures visant l'amélioration de la qualité de l'eau constitue un compromis entre des intérêts souvent divergents : moindre coût de prétraitement des eaux brutes pour les collectivités, maintien du revenu agricole et limitation des contraintes réglementaires pour les agriculteurs, sauvegarde des écosystèmes, etc.

L'économie de l'environnement fournit des indications qualitatives sur les propriétés des instruments de politique, en fonction de l'objectif environnemental, des droits de propriété sur la ressource en eau, et des coûts de mise en place et de contrôle. Plusieurs solutions ont été proposées pour réguler les pollutions diffuses d'origine agricole (voir Ribaud et al., 1999 pour une synthèse de ces méthodes). Une première possibilité est de contrôler ces pollutions à la source, c'est-à-dire non pas l'impact environnemental lui-même mais la « pression » sur l'environnement (la pollution potentielle), via une modification de l'intensité de l'utilisation des intrants. La politique la plus directe consiste en une interdiction de certains produits phytosanitaires ou une restriction de leur usage pour certaines cultures. Cette approche est difficile à mettre en place en pratique en raison des coûts de contrôle et du grand nombre de produits commerciaux disponibles, ce qui rendrait la politique difficile à suivre au niveau des exploitants individuels. L'autre possibilité consiste à jouer sur l'impact environnemental en compensant les usagers des dommages subis, ce qui peut dans de rares cas être préférable, notamment si les capacités d'autoépuration du milieu sont importantes, et/ou si une modification importante du comportement des pollueurs n'entraînera pas une amélioration de la qualité de l'eau dans le court terme.

Dans la pratique, concernant la régulation de la pollution de l'eau, plusieurs formes d'intervention publique coexistent, sous la responsabilité de plusieurs acteurs. Par exemple dans le cas de la pollution industrielle de l'eau, les Agences de l'Eau ont en charge la participation financière aux opérations de restauration des milieux ou de réduction des émissions, alors que les DREAL (ex-DRIRE) sont chargées du respect des normes d'émission et de la police des eaux. L'intervention publique peut s'effectuer sous la forme de subventions ou de compensations (mesures agri-environnementales du second pilier de PAC par exemple), ou encore par la validation d'un système de normes et de certification environnementales permettant au marché de rémunérer indirectement des services environnementaux. De façon générale, on distinguera les instruments de politique basés sur la réglementation (interdictions, plafonds d'émissions, normes techniques, certification, etc.) des instruments de marché (*market-based instruments*) tels les taxes ou les subventions, ces derniers revêtant la plupart du temps un caractère uniforme.

Une typologie des instruments de politique environnementale a été proposée par Russell et Powell (2002), en fonction de critères relatifs aux objectifs et aux moyens des politiques (Tableau 1). Cette classification a l'avantage d'aller au-delà de la distinction parfois artificielle entre les mesures réglementaires (*command-and-control*) et les instruments incitatifs (*market-based*).

	Spécification de l'objectif	Non spécification de l'objectif
Spécification des moyens	Normes techniques et obligation de résultats	Assistance technique propre à une technologie particulière
	Autorisations et interdictions	Subventions en capital Allocation de permis à polluer non négociables Obligation de moyens
Non spécification des moyens	Obligation de résultats	Permis négociables
	Accords volontaires	Taxation
		Subventions des coûts opérationnels
		Assistance technique générale Information et communication

Tableau 1 : Classification des instruments de politique environnementale. Source: adapté de Russell et Powell (2002).

Il convient de remarquer que certains instruments appelés incitatifs (par exemple, les subventions) peuvent indirectement imposer une spécification technique particulière, comme le ferait une réglementation de type *command-and-control*. Les instruments incitatifs de marché sont populaires auprès des économistes en raison de leurs propriétés théoriques. Leur rôle consiste à modifier plus ou moins durablement le comportement des acteurs en jouant sur le coût relatif des activités, notamment celles à l'origine de la pollution. Les instruments de réglementation, au contraire, ont été historiquement utilisés les premiers, sur des secteurs pour lesquels l'éventail des technologies et de pratiques était moins étendu qu'à présent.

Un premier type de régulation de la pollution de l'eau d'origine agricole porte sur la réglementation : seuils limites (plafonds d'épandage), contraintes relatives aux dates et conditions d'utilisation des engrais et pesticides, gestion des lisiers, etc. Ces instruments, de type *command-and-control*, sont assimilés à des quotas d'utilisation ou encore des contraintes sur les techniques de production. Au niveau européen, cette réglementation provient directement de l'application de directives : directive Nitrates impliquant la mise en place de zones vulnérables et de plans d'actions, la DCE avec des programmes de mesure, le paquet Pesticide avec la nouvelle directive 91/414 et celle sur l'utilisation durable des pesticides, etc. Au niveau français, mentionnons la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques (LEMA), les Grenelles I et II, le Plan Interministériel de Réduction des Risques liés aux Pesticides (PIRRP), le Plan Ecophyto2018, et le Plan Micropolluants. Différentes mesures de limitation des dommages liés aux transferts des nitrates vers les eaux souterraines et de surface sont en place dans les zones vulnérables en France (environ 45% du territoire national) : gestion de l'inter-culture avec implantation de cultures intermédiaires piège à nitrates (CIPAN), périodes d'interdiction d'épandage et règles de fractionnement des apports azotés, etc. Dans les zones vulnérables, la fertilisation azotée ne doit pas excéder 170 kg N/ha de surface épandable par an, un code des bonnes pratiques agricoles doit être respecté comprenant les périodes et les conditions d'épandage en fonction de la proximité des cours d'eau, les conditions de stockage des effluents, la tenue d'un cahier d'épandage, l'élaboration d'un plan de fumure.

Un autre instrument dans cette catégorie concerne les droits à polluer, déjà en vigueur dans certains pays et dans le cas des pollutions d'origine industrielle. Le niveau total de pollution est constant dans le

temps, fourni par la somme des quantités autorisées sur l'ensemble des permis. Ces derniers peuvent être nominatifs et alloués pour une certaine durée, ou dans certains cas échangés sur un marché, selon le système juridique en vigueur. Dans ce cas, la régulation se réduit à l'allocation initiale des permis et à la vérification du niveau d'émissions de chaque détenteur. Un marché de permis à polluer a l'avantage de laisser aux usagers le soin de déterminer le prix d'équilibre selon leur valorisation de l'activité affectant la qualité de l'eau. Plus précisément, les acteurs ne tirant que peu de bénéfices de la dégradation de la qualité de l'eau peuvent vendre leurs permis aux acteurs qui en bénéficient le plus (Sterner, 2003).

A l'équilibre du marché, ceux dont le consentement à payer (ou le profit marginal) est supérieur au prix unique du marché paieront pour les permis à polluer, et les émissions dégradant la qualité de l'eau seront effectuées par les pollueurs en tirant la plus grande valeur (les plus efficaces). Une telle propriété d'efficacité des marchés des permis n'est valide que sous l'hypothèse de concurrence parfaite, avec des participants au marché relativement homogènes. Des travaux ont montré cependant que la flexibilité apportée par les marchés de droits par rapport à une politique réglementaire ou de taxation n'est pas aussi importante dans la pratique (Tietenberg, 2004). Les instruments réglementaires de type *command-and-control* posent le problème de la vérification sur le terrain du respect des contraintes techniques ou des quotas imposés. Si l'observation de l'utilisation de la quantité totale d'engrais utilisée est a priori plus simple que celle des pratiques d'épandage, il est possible de considérer un contrat passé avec les producteurs, stipulant un niveau maximal d'utilisation d'engrais. Bontems et Thomas (2006) proposent un schéma de contractualisation de ce type, dans lequel l'agriculteur pratique un épandage fractionné de son engrais sur les cultures, en situation d'incertitude sur le climat en cours de saison.

Un autre instrument consiste en une taxe sur l'utilisation d'engrais ou de pesticides, visant à changer les pratiques culturales via une modification des prix relatifs des intrants de production. Cette politique repose en théorie sur l'application du principe Pollueur-Payeur (*Polluter Pays Principle*), consistant à faire « internaliser » au pollueur les dommages liés à son activité. Cette internalisation passe par un mécanisme rendant plus coûteuse la dégradation de l'environnement associée à l'optimum privé, le surcoût pour le pollueur étant assimilé à une taxe optimale d'un point de vue social (compensation Pigouvienne). La LEMA du 30/12/2006 a institué la redevance pour pollutions diffuses avec application à partir de janvier 2008. Cette redevance est émise sur les ventes réalisées par les distributeurs de produits phytosanitaires. Affichée comme une application du principe pollueur-payeur, elle sert à financer les programmes d'intervention des Agences de l'Eau en vue de l'atteinte du bon état écologique en 2015, et le plan Ecophyto 2018 (Plan Barnier de réduction de moitié de l'usage des pesticides, découlant du Grenelle de l'Environnement). Le niveau de la redevance dépend de la toxicité des substances, fixée par arrêté ministériel : de 0,90 € / kg (substances de la famille chimique minérale, dangereuses pour l'environnement) à 5,10 € / kg (substances très toxiques, toxiques et cancérigènes) à partir de janvier 2011. Un projet de mise en place d'une taxe sur les engrais (sur la base des ventes ou d'un bilan azoté au niveau de l'exploitation) a été formulé lors de la préparation de la nouvelle loi sur l'eau en 2006, mais ce projet a été abandonné.

Une propriété très connue en économie de l'environnement est la suivante : « Pour conduire le pollueur à internaliser parfaitement les dommages liés à son activité, le niveau de la taxe doit correspondre au dommage marginal ». En pratique, la mise en place d'une taxation Pigouvienne nécessite de bien connaître la fonction de dommage environnemental, dont le niveau marginal doit être évalué pour en déduire la taxe optimale. De plus, des considérations générales de limitation de l'inflation ou des mesures de protection du revenu de certains secteurs d'activité peuvent conduire les pouvoirs publics à placer le niveau de la taxe à un niveau sous-optimal (Thomas, 1995).

Une condition importante pour le succès d'une telle politique de taxation en agriculture est de s'assurer que des modes de production alternatifs sont disponibles. Par conséquent, une politique de communication, de formation voire de subvention à l'adoption de nouvelles pratiques devrait toujours

accompagner une politique de renchérissement des intrants potentiellement polluants. La protection raisonnée, intégrée ou biologique sont des exemples de telles alternatives à l'usage intensif de produits phytopharmaceutiques.

L'expertise scientifique Ecophyto 2018 R&D menée par l'INRA et le Cemagref en 2009 pour le compte des Ministères en charge de l'agriculture et de l'environnement a évalué les performances techniques et économiques de ces pratiques alternatives. Les résultats de l'analyse ont montré que des marges de réduction de l'ordre de 30% étaient possibles en termes de limitation de l'usage des pesticides, si les marchés agricoles sont porteurs (prix de vente élevés) et si les agriculteurs modifient leurs systèmes de production en même temps qu'ils adoptent des pratiques raisonnées. Une autre condition est que la situation des marchés agricoles soit favorable aux exploitants prêts à adopter ces pratiques alternatives ou innovantes.

Des analyses récentes sur l'impact des politiques de taxation ou d'interdiction des pesticides ont montré qu'elles étaient parfois neutres en termes de revenu agricole, à condition que les prix agricoles soient bien orientés (et que le niveau des autres intrants ne soit pas modifié, voir Butault *et al.*, 2009). Si les exploitants sont également capables de modifier leur système de cultures et non seulement leurs pratiques culturales, alors cette flexibilité supplémentaire leur permet de mieux s'adapter à un renchérissement des pesticides.

4. Efficacité de la régulation des pollutions d'origine agricole

L'économie de l'environnement s'est très tôt penchée sur l'analyse de l'efficacité des instruments de politique environnementale, définie comme la propriété de réaliser les objectifs environnementaux à un moindre coût. Considérons tout d'abord le cas de techniques agricoles de production fixes (cas statique, sans progrès technique ni innovations). Un premier résultat théorique très important est le suivant : un instrument de marché (taxe ou subvention uniforme) sera plus efficace que d'autres instruments (permis négociables de pollution, modification des droits de propriété) si le profil de pollution et de dommage est homogène entre les pollueurs, mais que les possibilités de réduction des émissions sont hétérogènes. L'idée générale est qu'un instrument uniforme, par exemple une taxe à taux unique sur les ventes d'engrais ou de pesticides, permettra au mieux d'allouer la réduction de la pollution entre les acteurs, les plus efficaces réalisant la part la plus importante de l'effort. L'optimum social de pollution peut être obtenu en remarquant que le niveau optimal de réduction des émissions correspond à l'égalité entre le coût marginal de réduction de la pollution et la taxe. L'efficacité peut être mesurée en termes de coûts évités, en comparant la solution obtenue via une taxe uniforme avec le cas d'un objectif autoritaire de réduction des émissions identique pour tous les pollueurs. Plusieurs facteurs expliqueront ces coûts évités, en particulier le nombre de pollueurs, la forme de la fonction de réduction de la pollution, mais l'hétérogénéité dans leur capacité à réduire la pollution est directement corrélée à l'efficacité de la politique (Sternier, 2003).

Prenons à présent le cas inverse, lorsque les possibilités et les coûts de réduction des émissions sont homogènes mais le profil de pollution et de dommage est hétérogène. Ceci est le cas par exemple lorsque les dommages dépendent de la localisation et de la période des émissions, si le nombre des polluants est important et leurs caractéristiques variées, et lorsque le niveau de dommage est fortement influencé par des différences dans les caractéristiques des écosystèmes. Dans ce cas, l'instrument de marché uniforme n'est plus efficace en théorie, notamment en raison du fait qu'une réduction importante des émissions dans une certaine zone ne réduira pas (ou très peu) les dommages dans une autre. Tout se passe comme si les « marchés » de la dépollution étaient différenciés géographiquement et par rapport aux écosystèmes locaux. Une politique de taxation des émissions (ou des intrants) est alors inefficace, ainsi d'ailleurs qu'un marché de droits à polluer, en raison de l'hétérogénéité dans les

conditions locales du passage des émissions aux dommages. La seule possibilité dans une situation de dommages hétérogènes mais de profils d'émissions relativement comparables est de pratiquer une politique de taxation différenciée selon les zones géographiques ou les types de milieu récepteur. Malheureusement, deux facteurs rendent cette option difficile à mettre en œuvre en pratique : i) des coûts de mesure et de contrôle importants, d'autant plus que le nombre de zones ou de milieux différents est grand ; ii) l'acceptabilité d'une taxe différenciée (non uniforme). Notons que certains contextes législatifs interdisent toute discrimination entre les agents économiques en termes de taxation ; comme on l'a vu dans le cas français avec les Agences de l'Eau, la définition juridique exacte des redevances pollution a de l'importance.² Une taxe différenciée selon la zone géographique ou le type de milieu de rejet (zones humides, côtières, etc.) sera d'autant mieux acceptée que la corrélation est faible entre la typologie des zones et le type d'acteur. La question de l'acceptabilité fait alors intervenir ce type de corrélation, notamment la concentration des exploitants agricoles (par rapport aux industriels et collectivités) sur un certain territoire.

L'efficacité des instruments de politique environnementale peut ensuite être examinée dans un cas non plus statique mais inter-temporel. Deux dimensions sont alors à prendre en compte : i) les techniques de production peuvent être adaptées au cours du temps, notamment via des innovations technologiques ou dans les pratiques ; ii) la plupart des pollutions d'origine agricole s'accumulent pour former un « stock » dans les écosystèmes (voire dans les organismes humains et animaux), parfois sur une période longue. Si les dommages sont plus liés au stock de polluants qu'à leur flux (émissions instantanées) et si le taux d'accumulation est faible au cours du temps, alors le dommage marginal aura tendance à être limité. Des instruments de marché comme la taxation seront alors préférables, avec l'argument d'efficacité mentionné plus haut, même si ce résultat doit être modulé par la prise en compte de facteurs tels le taux d'actualisation inter-temporel³ ou la capacité à long terme d'autoépuration du milieu.

Avec un objectif d'inciter à innover au cours du temps, qu'il s'agisse de pratiques culturales moins intensives ou de diminution du caractère polluant des intrants produits par l'agro-industrie, une politique de taxation sera généralement préférable à une réglementation fixant des limites d'émissions (ou d'utilisation d'intrants). En effet, cette dernière entraînera en théorie les pollueurs à déplacer leur niveau d'émissions sans modifier leurs techniques de production de façon à atteindre la limite requise, laquelle n'aura ensuite plus d'incidence sur leur comportement (Sternier, 2003). Au contraire, une taxe sur les émissions aura un effet incitatif pour tout niveau de pollution, et conduira plus aisément à la recherche d'innovations. Les économistes de l'environnement se sont également intéressés à l'efficacité des instruments le long de la courbe de progrès technique : innovation, diffusion et réponse des politiques. Lors de la phase d'innovation, les instruments de marché sont plus efficaces qu'une politique de seuil de valeur-limite par exemple, avec le même argument que ci-dessus. Lors de la phase de diffusion, la meilleure politique réside dans l'utilisation de permis d'émission (par enchères ou allocation gratuite) associés à un objectif environnemental, la diffusion de l'innovation entraînant une baisse du prix des permis profitant à l'ensemble des pollueurs. Enfin, lors de la dernière phase, les décideurs publics ayant mis en place un instrument de marché (taxe) réagiraient a priori en diminuant son niveau, ce qui fournirait une incitation en amont à l'innovation et la diffusion de pratiques et techniques plus favorables à l'environnement.

Comme pour les pesticides, le contrôle de l'utilisation des engrais sur les parcelles agricoles est très coûteux, de sorte que les mesures de régulation impliquant des restrictions d'usage (quotas, périodes

² Jusqu'en 2006, la nature juridique des redevances était encore contestée, car considérée comme une véritable imposition non conforme à la Constitution. La LEMA a mis un terme à cette situation par ses articles 84-85, qui définissent l'assiette et le taux des redevances, ainsi que les modalités de leur recouvrement.

³ Le taux d'actualisation inter-temporel est utilisé pour rendre comparables des valeurs périodiques d'une variable, en déflatant les valeurs futures par un taux dépendant des préférences pour le présent.

et méthodes d'épandage) seront vraisemblablement réussies seulement si ce type de contrôle est crédible. Un problème majeur des pollutions diffuses d'origine agricole réside dans le fait que les pratiques culturales d'une part, les conditions agropédoclimatiques de l'autre sont très hétérogènes entre les exploitations agricoles (et même les parcelles), même si les intrants de production peuvent être relativement homogènes (formules et doses recommandées d'engrais et de pesticides). Par conséquent, même si la pression sur l'environnement pouvait être contrôlée au niveau de la ferme, l'impact réel sur le milieu sera plus difficile à évaluer en raison de la complexité des mécanismes de transfert biophysiques (Bontems et Thomas, 2000).

Une régulation efficace en théorie, d'un point de vue environnemental, devrait être capable d'assigner un objectif de réduction de l'impact environnemental effectif à chaque pollueur (ou catégorie homogène de pollueurs) en fonction du dommage attendu dans le milieu concerné par ses propres rejets. Elle devrait également être en mesure de vérifier que cet objectif a été atteint, par un contrôle des pratiques et une évaluation de la relation entre la pression sur le milieu et l'impact environnemental. Si ces conditions peuvent être réunies pour un petit nombre de pollueurs bien identifiés, il est clair qu'elles seront extrêmement difficiles à réunir dans le cas de la pollution diffuse en provenance d'un nombre important de pollueurs hétérogènes. Ceci explique que, en raison de coûts de contrôle élevés, les politiques de type *top-down* peuvent être peu performantes en pratique, même lorsque les instances de contrôle sont décentralisées. Nous présentons plus loin (section 5) un exemple de schéma de limitation de la pollution avec un contrôle réduit du régulateur environnemental.

Plusieurs travaux ont cherché à comparer les performances des instruments de politique sur données réelles dans le cas français. Turpin, Bontems et Rotillon (2004) analysent les moyens de réguler des pollueurs hétérogènes en se basant sur une réduction de l'asymétrie d'information entre le régulateur environnemental et le pollueur individuel, caractérisé par exemple par une efficacité productive très variable. Ils comparent différents instruments de régulation de la pollution diffuse d'origine agricole, en tenant compte de leur acceptabilité. Ces instruments comprennent la taxe sur les engrais, une contrainte de désintensification et un quota d'utilisation d'engrais. Sur des données d'éleveurs en Loire-Atlantique, les auteurs concluent à l'intérêt d'un mécanisme de régulation basé sur une taxation non-linéaire. Bontems, Rotillon et Turpin (2008) considèrent un modèle de régulation de la pollution diffuse dans lequel les agriculteurs sont hétérogènes selon deux caractéristiques : leur efficacité productive et le potentiel agricole de leurs terres. Le modèle repose sur un système de taxation-subsidation non linéaire de la production et de la terre, lorsqu'il existe une asymétrie d'information sur la capacité à produire, et introduit une contrainte d'acceptabilité « politique ». Plus précisément, cette contrainte implique une prise en compte par la régulation de la distribution des revenus avant la mise en œuvre de la politique. Les auteurs montrent qu'il est préférable de réallouer la production vers les producteurs les moins efficaces, par rapport à une politique n'imposant pas cette contrainte d'acceptabilité. De plus, les contraintes incitatives conduisent à de fortes restrictions sur la façon de réallouer la production. Le modèle théorique de régulation est calibré par des données d'un bassin versant en Loire Atlantique, et les simulations confirment les résultats théoriques. Ainsi, la satisfaction d'un degré élevé d'acceptabilité ne conduit pas à de fortes pertes en termes de bien-être par rapport à un niveau d'acceptabilité plus faible. Enfin, une exploitation agricole de surface réduite a une plus forte probabilité de tirer avantage de la réforme.

Mentionnons enfin des effets indirects de politiques non environnementales sur la qualité de l'eau. Le premier effet est celui de la politique agricole, et plus particulièrement les instruments de soutien aux productions (premier pilier de la PAC) : des instruments tels les subventions à la surface pour des cultures moins intensives en intrants amènent naturellement les exploitants à redéfinir le système de cultures le plus avantageux en termes de marge nette totale. Le découplage partiel adopté par la France en 2006 suite à la réforme de la PAC (accord de Luxembourg) est un exemple récent de l'utilisation d'une politique de soutien à l'agriculture qui a des effets directs sur l'intensification des pratiques, via le choix des cultures. Notons qu'en sens inverse, l'impact d'une politique limitant ou

rendant plus onéreux l'usage d'engrais ou de pesticides aura un effet sur l'assolement, d'autant plus fort que la part du coût à l'hectare de ces intrants est hétérogène entre les cultures. L'incidence finale des instruments de la politique agricole mais également de l'état des marchés agricoles et des agrofournitures peut être estimé via des modèles de choix de cultures couplés à des simulateurs d'impact environnemental (Lacroix et Thomas, 2011).

Le second effet concerne les politiques de stabilisation du revenu agricole via des politiques de gestion du risque, selon que les pouvoirs assurent ou compensent directement les exploitants en cas d'événements climatiques défavorables par exemple, ou qu'ils subventionnent les primes d'assurance. L'on admet généralement qu'un usage de produits phytosanitaires au-delà de l'optimum agronomique est lié à une volonté de se prémunir contre les risques de production, en relation avec les préférences face au risque des agriculteurs. Une assurance d'une partie du revenu agricole aurait logiquement pour conséquence de réduire le niveau d'utilisation des pesticides. Une première génération de travaux aux Etats-Unis sur la relation entre pesticides et assurance menés a fourni des résultats globalement contre-intuitifs (Horowitz et Lichtenberg, 1993, 1994). L'assurance permettrait aux agriculteurs d'aller vers des pratiques plus intensives de fertilisation azotée et, les pesticides étant complémentaires aux engrais azotés, la demande en pesticides augmenterait alors, paradoxalement. La raison en est que les engrais azotés sont considérés comme des intrants ne diminuant pas ou même augmentant le risque de rendement. Une telle augmentation de risque étant de toute façon compensée par l'assurance, les agriculteurs peuvent alors choisir d'augmenter simultanément l'usage d'engrais et de pesticides. Des études plus récentes (Wu, 1999 ; Babcock et Hennessy, 1996) montrent cependant que les dépenses en pesticides diminuent sur des cultures associées à une assurance récolte, l'effet final de cette dernière sur les pesticides dépendant de l'assolement entre les cultures différenciées selon leur degré de protection phytosanitaire. En conclusion, les politiques d'assurance n'apparaissent pas comme une option intéressante pour restaurer la qualité des eaux via la réduction des pesticides : ces programmes sont souvent déficitaires et peuvent conduire à une augmentation de l'utilisation des pesticides (Carpentier *et al.*, 2005).

Les effets indirects des politiques agricoles et d'assurance récolte sur la qualité de l'eau conduisent à conclure que ces politiques non-environnementales sont au mieux inefficaces : leurs objectifs peuvent même être contradictoires avec ceux d'une politique environnementale. De plus, même si leurs objectifs convergent, ces politiques peuvent avoir un effet pervers sur l'utilisation d'intrants polluants, via des décisions de choix de cultures associées à la gestion du risque de rendement.

5. Vers des systèmes avec intervention publique minimale

D'après l'OCDE, devant la difficulté de diminuer la pression des activités agricoles sur les systèmes aquatiques, il est « intéressant de se tourner vers des instruments d'action innovants et les approches marchandes. [...] Ces outils et approches, dont l'usage n'est pas encore généralisé, comprennent : des instruments économiques, en particulier les échanges de crédits de qualité de l'eau ; les réglementations volontaires, accompagnées de paiements dans certains cas, par exemple en ce qui concerne les compagnies des eaux collaborant avec des agriculteurs pour améliorer la qualité de l'eau et donc réduire la pollution et les coûts de traitement de l'eau ; les instruments fondés sur l'information, comme les normes biologiques ; et le renforcement des capacités, moyennant par exemple l'établissement de normes environnementales par les entreprises de la filière agroalimentaire, accompagné de services de conseil aux agriculteurs, pour encourager l'adoption de pratiques optimales de gestion en vue de protéger la qualité de l'eau et de répondre aux autres objectifs environnementaux. » (OCDE, 2012).

Nous présentons ici des systèmes d'organisation d'acteurs ou de marchés visant à limiter, directement ou non, la pollution d'origine agricole, et qui sont caractérisés par une délégation maximale des décisions aux acteurs locaux ou aux consommateurs privés. L'objectif de ces systèmes, dont certains ne sont pas appliqués concrètement dans le cas de la pollution d'origine agricole de l'eau en France, est d'utiliser les mécanismes de coordination entre acteurs de façon à contourner le plus possible les difficultés de mise en place des politiques environnementales liées au coût de collecte et de traitement de l'information.

Partant du constat qu'il est envisageable de déléguer à un collectif de pollueurs le soin de vérifier que les conditions sont remplies pour parvenir à un objectif environnemental particulier, des schémas de régulation alternatifs ont été proposés dans la littérature économique. Ces schémas se basent sur un principe de responsabilité collective des dommages, conduisant à la régulation non plus au niveau individuel mais collectif, partant d'un objectif de limitation de la pollution ambiante.

Le système proposé par Segerson (1988) entre autres consiste en une pénalité collective adressée à un collectif de pollueurs si le niveau de pollution ambiante dépasse un niveau prédéfini. Si le niveau de pollution ambiante est inférieur au seuil, alors la pénalité se transforme en une subvention collective (qui constituerait une forme de paiement pour services éco-systémiques). Segerson et Wu (2006) ont montré que ce schéma de régulation était optimal, car conduisant chaque pollueur au sein du collectif à sélectionner le niveau de pollution requis (optimal) afin de ne pas dévier de la solution collective évitant la pénalité. Millock et Salanié (2005) montrent, de plus, que la possibilité de coopération entre les pollueurs peut être prise en compte par le régulateur environnemental lorsqu'il construit le schéma optimal.

Le mécanisme ci-dessus basé sur la pollution ambiante repose sur l'idée qu'il peut être préférable de laisser les pollueurs individuels organiser leurs activités afin d'atteindre un objectif environnemental prédéterminé. Les initiatives privées appelées « approches volontaires » se basent sur la même idée, ainsi que sur le fait que, dans bien des cas, un groupe de pollueurs peut anticiper une régulation environnementale et organiser une réponse collective afin d'éviter de futures contraintes réglementaires (ou une taxation imposée des intrants, par exemple). Aux Pays-Bas par exemple, une réduction de l'usage des pesticides de 50% à l'horizon 2000 a été décidée en 1991, via l'imposition d'une taxe sur les produits phytosanitaires. Les agriculteurs et l'industrie phytopharmaceutique ont négocié avec le gouvernement et obtenu un moratoire sur la politique de taxation, à la condition qu'ils atteignent l'objectif défini en s'organisant collectivement sans intervention publique (autre que la formation des agriculteurs via le conseil technique agricole, voir de Jong, de Snoo et Looij, 2001). La menace de la taxe en cas d'échec a certainement permis d'atteindre l'objectif de réduction en temps voulu.

Une solution n'appartenant pas à la catégorie des instruments de marché ni à la réglementation environnement concerne l'éco-labellisation des produits agricoles. Les producteurs choisissent dans ce cas de respecter des cahiers des charges précis afin d'augmenter ou de stabiliser leur part de marché sur des segments différenciés (par exemple, l'agriculture biologique par opposition aux produits conventionnels). Cette stratégie nécessite implicitement que de tels marchés différenciés se développent et que les consommateurs y soient caractérisés par un consentement à payer suffisamment élevé (Grolleau, Ibanez et Mzoughi, 2007). La politique publique se borne dans ce cas à valider les cahiers des charges et à assurer leur respect par rapport à la législation existante en matière de protection des consommateurs (aspects sanitaires, notamment). Les pouvoirs publics délèguent alors aux marchés le soin de valoriser les pratiques agricoles respectueuses de l'environnement, ce qui devrait conduire in fine à une modification des pratiques agricoles en vue d'investir de nouveaux marchés. L'efficacité de ce type de politiques est très limitée, dans la mesure où le lien entre les signaux des marchés des biens de consommation alimentaire et les décisions des agriculteurs est loin d'être direct, à l'exception de marchés locaux très marginaux dans le volume d'échanges total au niveau national (AMAP, produits bio locaux).

Plusieurs auteurs ont remis en cause l'utilisation systématique des instruments économiques, en raison de leur mauvaise adaptation à la gestion de la qualité d'une ressource avec de forts enjeux locaux et une valeur intrinsèque éloignée des principes d'une économie de marché. Selon ces auteurs, des règles de partage et de gestion basées sur une concertation préalable, une participation collective et une gestion décentralisée seraient plus appropriées à la ressource en eau. Il est important de noter cependant que de nombreuses expériences de gestion participative et concertée de l'eau à travers le monde ne peuvent pas être transposées à n'importe quel contexte, en raison de conditions particulières très spécifiques. Celles-ci portent notamment sur l'importance relative des parties prenantes, l'influence du gouvernement général ou local, etc. Dans des contextes ruraux éloignés de réseaux collectifs et avec des acteurs relativement homogènes en taille, des mécanismes d'allocation de droits ont fait la preuve de leur efficacité Ostrom (1992, 1993), ces mécanismes portant par contre majoritairement sur un partage quantitatif de la ressource, et non sur des aspects qualitatifs.

Blomquist, Dinar et Kemper (2005) ont étudié les conditions de mise en place et la performance de huit systèmes de gestion concertée de l'eau dans plusieurs pays (Espagne, Pologne, Australie, Brésil, Canada, Costa Rica et Indonésie). Ils se sont particulièrement intéressés à la façon dont ces systèmes réussissaient à améliorer la gestion de la ressource en eau face à des changements de contexte. Les auteurs concluent que, bien que la gestion de la ressource se soit améliorée, des problèmes significatifs demeurent cependant, en raison des difficultés rencontrées par ces systèmes de gestion à faire face à de nouvelles difficultés. La mise en place de systèmes basés sur la participation des acteurs implique des modifications dans le pouvoir relatif des parties prenantes, ce qui peut être une source de conflits et de difficultés supplémentaires, mettant éventuellement en péril le système dans son ensemble. Les considérations d'économie politique jouent un rôle important dans le domaine de l'eau, et des réformes visant à assurer plus de décentralisation et de concertation avec une participation active des acteurs prennent vraisemblablement beaucoup de temps avant d'être stabilisées. Dans le cadre de la limitation des pollutions d'origine agricole, de tels systèmes sont encore très rares et peuvent être comparés en théorie à des systèmes d'accords volontaires mentionnés plus haut.

Conclusion

Les pollutions diffuses d'origine agricole sont caractérisées par une hétérogénéité à la fois des pratiques culturelles et des conditions agropédoclimatiques des exploitations agricoles. Les politiques de contrôle de ces pollutions ont cherché à limiter la pression sur l'environnement au niveau de la ferme, mais l'impact réel sur le milieu demeure difficile à évaluer en raison de la complexité des mécanismes de transfert biophysiques. Dans ce contexte d'incertitude, il demeure possible d'examiner l'efficacité potentielle de mesures visant à restaurer la qualité de l'eau, en mettant l'accent sur les questions d'hétérogénéité inter-exploitations et d'observabilité des pratiques agricoles et des impacts sur la qualité de l'eau. L'acceptabilité des mesures adoptées dans des programmes relevant de la politique de l'eau dépend de plusieurs facteurs, parmi lesquels la pression financière dans le cas d'instruments de type *market-based*, la lourdeur des contraintes administratives dans le cas de la réglementation, mais également la perception qu'ont les agriculteurs de leur contribution à la pollution ambiante.

Devant les coûts d'observation et de contrôle associés à des politiques imposant des contraintes sur l'utilisation d'intrants polluants selon une différenciation géographique ou non, et la faible acceptabilité de la fiscalité environnementale, d'autres voies ont été explorées. Certains systèmes, non appliqués à la pollution d'origine agricole de l'eau en France, envisagent de déléguer à des collectifs la coordination entre pollueurs, selon un principe de responsabilité collective dont la validité juridique reste à vérifier. Il peut s'agir de mécanismes de pénalité-subvention basés sur l'observation du niveau de pollution ambiante et une sanction collective si l'objectif environnemental n'est pas rempli, ou encore d'accords

volontaires mobilisant une catégorie d'agriculteurs se coordonnant pour éviter un renforcement de la régulation environnementale. De telles voies de limitation des pollutions d'origine agricole demeurent souvent à l'état de perspectives dépendent fortement des conditions locales sur les pressions et les modes de production. Elles ont l'avantage d'être mieux acceptées a priori par les contributeurs à la pollution de l'eau, à défaut d'être toutes validées scientifiquement en termes de performances environnementales.

Références bibliographiques

- Babcock B.A. et D. Hennessy, 1996. Input demand under yield and revenue insurance. *American Journal of Agricultural Economics* 78(2), 416-427.
- Blomquist W., Dinar A., Kemper K., 2005. Comparison of institutional arrangements for river basin management in eight basins. *World Bank Policy Research Working Paper* 3636.
- Bontems P., Turpin G. et N., 2008. Acceptable reforms of agri-environmental policies. *Revue d'Economie Politique* 118, 847-883.
- Bontems P., Thomas A., 2000. Information Value and Risk Premium in Agricultural Production: The case of Split Nitrogen Application for Corn. *American Journal of Agricultural Economics* 82, 59-70.
- Bontems P., Thomas A., 2006. Regulating nitrogen pollution with risk-averse farmers under asymmetric information and moral hazard. *American Journal of Agricultural Economics* 88(1), 57-72.
- Butault J.P., Delame N., Jacquet F., Rio P., Zardet G., 2009. *Ecophyto R & D. Vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires. Volet 1. Tome VI : Analyse ex ante de scénarios de rupture dans l'utilisation des pesticides.* INRA, Paris.
- Carpentier A., Barbier J.M., Bontems P., Lacroix A., Laplana R., Lemarié S., Turpin N., 2005. Aspects économiques de la régulation des pollutions par les pesticides. In *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux* (J.N. Aubertot, J.M. Barbier, A. Carpentier, J.J. Gril, L. Guichard, P. Lucas, S. Savary, M. Voltz eds.). Expertise scientifique collective, décembre. Inra et Cemagref, Paris.
- de Jong F.M.W., de Snoo G.R., Looij T.P.J., 2001. Trends of pesticides use in the Netherlands. *Mededelingen* 66, 823-834.
- Domange N., 2011. Les pollutions diffuses d'origine agricole comme processus de contamination de l'eau en France. Colloque EDD « Activités Humaines et Pollutions », Boulogne-Billancourt, 30 mars.
- Grolleau G., Ibanez L., Mzoughi N., 2007. Industrialists Hand in Hand with Environmentalists : how Eco-labeling Schemes Can Help Firms to Raise Rivals' Costs, *European Journal of Law and Economics* 24(3), 215-236.
- Horowitz J., Lichtenberg E., 1994. Risk-Reducing and Risk-Increasing Effects of Pesticides. *Journal of Agricultural Economics* 45(1), 82-89.
- Horowitz J., Lichtenberg E., 1993. Insurance, Moral Hazard, and Chemical Use in Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics* 75(4), 926-935.
- Jacquet F., Butault J.P., Guichard L., 2011. An economic analysis of the possibility of reducing pesticides in French field crops. *Ecological Economics* 70, 1638-1648.
- Lacroix A., Thomas A., 2011. Estimating the environmental impact of land and production decisions with multiple selection rules and panel data. *American Journal of Agricultural Economics* 93(3), 784-802.
- Millock K., Salanié F., 2005. Nonpoint Source Pollution When Polluters Might Cooperate. *Contributions to Economic Analysis and Policy* 5 (1).
- OCDE, 2012. *Qualité de l'eau et agriculture: un défi pour les politiques publiques.* Direction des échanges et de l'agriculture, Paris.

- Ostrom E., 1993. Coping with Asymmetries in the Commons: Self-Governing Irrigation Systems Can Work. *The Journal of Economic Perspectives* 7 (4), 93-112.
- Ostrom E., 1992. *Crafting Institutions for Self-Governing Irrigation Systems*. San Francisco: Institute of Contemporary Studies Press.
- Ribaudo M.O., Horan R.D., Smith M.E., 1999. *Economics of Water Quality Protection From Nonpoint Sources: Theory and Practice*. Resource Economics Division, Economic Research Service, U.S. Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No. 782
- Russell C.S., Powell P.T., 2002. Practical considerations and comparison of instruments of environmental policy. In *Handbook of environmental and resource economics* (J. van den Bergh ed.), pp. 307-328. Edward Elgar, Cheltenham (UK).
- Segerson K., 1988. Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control. *Journal of Environmental Economics and Management* 15(1), 87-98.
- Segerson K., Wu J., 2006, Nonpoint pollution control: Inducing first-best outcomes through the use of threats. *Journal of Environmental Economics and Management* 51(2), 165-184.
- Sterner T., 2003. *Policy instruments for environmental and natural resource management*. Resources for the Future, Washington.
- Thomas A., 1995. Regulating Pollution under Asymmetric Information: The Case of Industrial Wastewater Treatment. *Journal of Environmental Economics and Management* 28, 357-373.
- Tietenberg T., 2004. The tradable permits approach to protecting the commons: What have we learned. In *The Drama of the Commons*. National Academy Press, Chicago.
- Turpin N., Bontems P., Rotillon G., 2004. Lutte contre la pollution diffuse sur un bassin d'élevage : comparaison d'instruments de régulation en présence d'asymétrie d'information. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 72, 5-31.
- Wu J.J., 1999. Crop insurance, acreage decisions and non-point source pollution. *American Journal of Agricultural Economics* 81(2), 305-320.