

Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE)
du bassin Loire-Bretagne

AVIS du CSEB - Janvier 2009

Sur le plan strictement formel, ce document est conforme aux procédures légales.

Sur le fond, les orientations et dispositions paraissent hétérogènes : le projet de SDAGE est relativement courageux et ambitieux concernant la pollution organique et plus spécialement concernant le phosphore diffus (dispositions 3B-1 et 3B-2) mais très insuffisant concernant la pollution par les nitrates.

D'autre part, nous pouvons craindre un fossé entre les excellentes intentions du SDAGE et leur effectivité. Les objectifs affichés, parfois quantifiés, ne garantissent pas que l'obligation de résultat imposée par le droit communautaire soit atteinte. Le SDAGE n'est pas accompagné par la mise en place d'instruments économiques, juridiques ou administratifs nécessaires à sa réussite.

I - Aspects techniques et scientifiques

1.1- Dispositions contre les pollutions diffuses

- **Concernant le phosphore diffus**, on est saisi d'un certain nombre de difficultés de mise en œuvre sur le terrain ce qui nous conduit à suggérer que soient réalisés des documents d'accompagnement à mettre à disposition des techniciens-animateurs de programmes de bassins versants qui auront à mettre en œuvre les dispositions 3B-1 et 3B-2. Ces documents d'accompagnement devront montrer comment les dispositifs de protection des cours d'eau (2B-2) -qui constituent une méthode d'atténuation immédiate mais non durable- doivent être simultanément accompagnés par le retour à l'équilibre de la fertilisation sur les bassins versants (3B-2) qui constitue une disposition indispensable pour garantir la durabilité de la protection du réseau hydrographique. Un véritable accompagnement des techniciens doit être prévu sur cette question avec sans doute des exemples types de programmes combinant les différentes dispositions prévues par le SDAGE.

Afin de ne pas rencontrer dans le futur immédiat les mêmes difficultés que pour la réduction des pollutions diffuses en azote, il faut anticiper et développer des outils de suivi et d'évaluation, afin que les dispositions concernant le phosphore soient effectives. Comme dans le cas de l'azote, la méthode des bilans n'est sans doute pas totalement satisfaisante et ne constitue qu'une première approche : la fertilisation équilibrée en P ne constitue sans doute qu'une première étape et il faudrait dès maintenant anticiper un suivi du P dans le sol.

- **Concernant la pollution par les nitrates**, le SDAGE reste trop vague, imprécis, en conservant en particulier un langage inapproprié :
 - la référence à la *notion de risque* doit être absolument retirée des pages qui concernent les nitrates (page 30, dispo 2B-1). La pollution par les nitrates ne relève absolument pas d'une problématique de risque qui implique des notions d'incertitude et de probabilité. La pollution par les nitrates relève d'une problématique causale ou de cause à effet : un bilan excédentaire en nitrate sur les BV entraînant de manière causale une pollution nitraté.

- la mesure 2B-2 peut être considérée d'un impact très marginal sur la pollution par les nitrates. L'efficacité des haies anti-nitrates est tout à fait marginale.
 - le SDAGE doit mettre en avant non pas des solutions d'impact très marginal mais des solutions d'impact majeur (d'impact premier), à savoir les notions de bilan et de pression d'azote, en imposant le strict respect de l'équilibre de la fertilisation.
- **Concernant les pesticides**, la disposition 4A-1 du SDAGE prévoit que *le Préfet détermine avant le 31 décembre 2010 ceux des pesticides dont il restreint ou interdit l'utilisation par arrêté*. Mais il n'y a pas d'objectif global quantifié. En cohérence avec le projet de loi de programme relatif à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement (adopté le 21 octobre 2008 par l'assemblée nationale), le SDAGE pourrait afficher un objectif de *réduction de moitié des usages des produits phytopharmaceutiques et des biocides en dix ans en accélérant la diffusion de méthodes alternatives sous réserve de leur mise au point (art. 28 du projet de loi Grenelle 1)*.
 Dans la disposition 5B-1 concernant les substances dangereuses, quelques pesticides (atrazine, diuron,...) font l'objet d'objectif de réduction des émissions mais s'agit-il de rejets ponctuels ou d'émissions diffuses ? Ceci mériterait un éclaircissement.

- **Concernant l'eutrophisation des eaux côtières et de transition**

La disposition 10A-1 prévoit que les SAGE possédant une façade littorale sujette à des phénomènes d'eutrophisation (algues, phytoplancton toxique ou non toxique) établissent un programme de réduction des flux de nutriments parvenant sur la côte, avec des objectifs chiffrés et datés.

Pour atteindre cet objectif, des outils de modélisation ont été développés et sont en cours d'amélioration, qui permettent d'évaluer le rôle de chacun des nutriments (nitrate ou phosphate) et la contribution de chaque fleuve côtier à ces phénomènes d'eutrophisation.

1.2- Indicateurs et évaluation

- **Manque et pertinence des indicateurs**

Il y a peu d'indicateurs énoncés précisément pour suivre l'évaluation du SDAGE et de ses objectifs. On peut se demander si, en 2015, nous serons capables de dire si les objectifs sont atteints ou à quel niveau en sommes-nous par rapport à ces objectifs.

Quand des indicateurs sont ou seront précisés, il faut s'assurer qu'ils sont pertinents : par exemple pour les zones humides, l'indicateur est le nombre de contrats de restauration de rivières à vocation « zones humides » mis en place. Est-ce vraiment l'indicateur pertinent ?

- **Durabilité : logique de causalité**

Le SDAGE donne des objectifs avec un certain nombre de paramètres environnementaux à atteindre, sur la base des objectifs de la DCE. A partir d'un état des lieux de l'existant, on prend des mesures pour que ces paramètres évoluent dans le sens souhaité. Mais il faut être vigilant car on peut être focalisé par ces paramètres et ne plus regarder comment évolue le système dans son ensemble. Il est nécessaire de **ne pas se limiter à une vision purement environnementale mais intégrer une vision de la durabilité**.

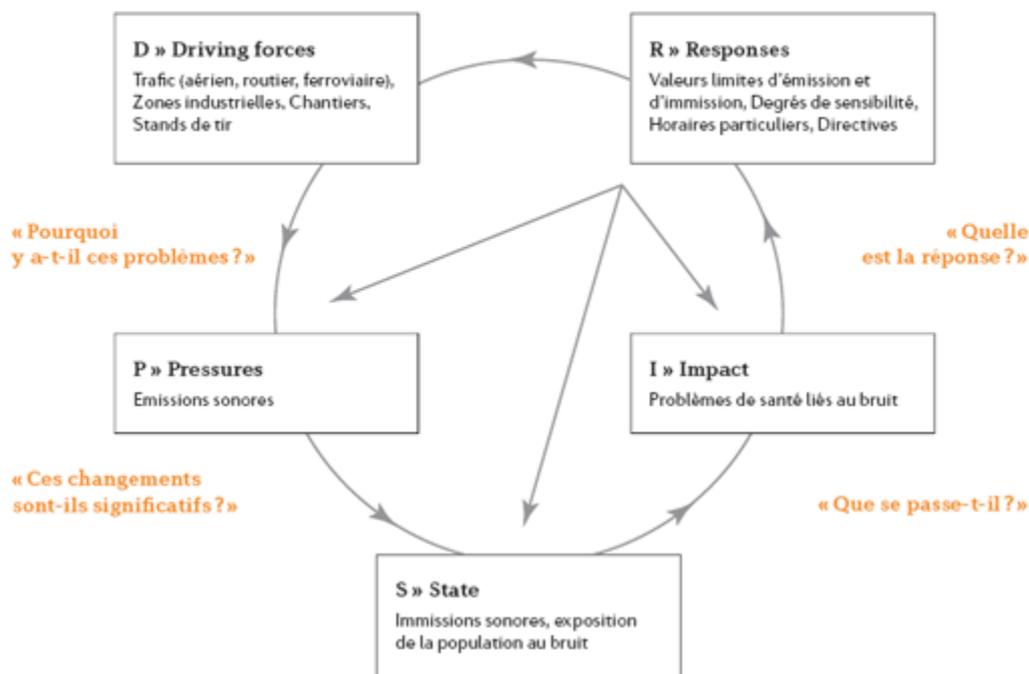
On pourrait proposer d'intégrer plus de cohérence et de durabilité en suggérant que l'on aborde **l'évaluation du SDAGE à partir de méthodes prônées par l'Europe** (agence européenne de l'environnement) **telles que la méthode DPSIR** (FPEIR en français) : Driving forces (Forces motrices), Pressions, State (État), Impact et Réponse. Cette méthode (ce modèle) permet d'analyser les relations entre des facteurs qui ont une incidence sur

l'environnement selon une logique de causalité, en établissant les relations entre les activités humaines et l'environnement.

Exemple ci-après (<http://www.bafu.admin.ch/umwelt/status/04561/index.html?lang=fr>)

F1 Modèle DPSIR

Exemple d'analyse DPSIR appliquée au domaine du bruit:



Le suivi d'un indicateur d'état n'est pas suffisant en lui-même si on ne surveille pas simultanément les facteurs de pression. Par exemple, sur un bassin versant, on peut constater une amélioration de l'indicateur d'état « concentration ou flux d'azote » dans le cours d'eau et au même moment, prendre une décision conduisant à l'opposé à une augmentation de la pression azotée (par exemple, autorisation administrative de création d'élevage augmentant fortement la pression azotée). La logique de causalité nécessite d'agir sur tous les facteurs de façon cohérente (surveiller aussi bien sur les facteurs de pression que sur les indicateurs d'état).

1.3- Incohérence des mesures

D'autre part, il faudra être vigilant vis-à-vis des incohérences éventuelles entre les différentes mesures du SDAGE. Par exemple, pour lutter contre le problème d'eutrophisation dans les retenues due à la qualité des eaux en P, on peut mettre en place des méthodes d'atténuation (mitigation option). La création d'étangs de sédimentation (sedimentation ponds) peut être conseillée pour améliorer les indicateurs d'eutrophisation mais simultanément elle va aussi concourir à dégrader les indicateurs morphologiques.

Il serait important d'examiner dans le SDAGE s'il y a des mesures qui génèrent des incohérences. Il faudrait les identifier et avoir une procédure pour gérer les conflits entre ces mesures et les indicateurs.

II - Aspects juridiques

Le problème du SDAGE, c'est son effectivité. Or, la lecture du code de l'environnement, après la réforme de 2006, montre que, si la loi en crée les conditions générales, tout tient à la priorité effective que l'on donnera aux SAGE, à la rapidité de leur mise en place et à leur transformation en règlements de police mais aussi à la plus grande coordination entre l'État et la Région, porteuse de programmes importants. Il s'agit donc de mettre les moyens de l'État et de la Région au service d'une plus grande effectivité des objectifs du SDAGE.

2.1 Généraliser les SAGE sur les bassins versants

Le SDAGE ne semble pas rédigé conformément à une philosophie d'obligation de résultats. En droit, un objectif quantifié mais sans sanction n'est pas une obligation de résultat : une obligation de résultat n'existe que si elle est sanctionnée. Or, le SAGE est l'échelon de mise en œuvre des dispositions réglementaires et il doit rendre cohérent les différentes étapes d'élaboration du SDAGE.

- ⇒ Il faut donc mettre, et de manière systématique, des SAGE à l'étude sur tous les bassins versants bretons en utilisant si nécessaire la contrainte prévue par l'article L 212-1 du code de l'environnement.

2.2 Vérification de la cohérence entre les SAGE et le SDAGE : qui ?

Les CLE, commissions locales de l'eau, fonctionnent un peu comme des électrons libres. Elles sont issues de la société locale sur le bassin mais quel est leur lien avec la volonté régionale ? Comment l'échelon régional peut-il s'imposer et imposer une vision collective de l'eau en Bretagne à chacune des CLE, alors qu'il est seulement consulté pour avis à la fin du processus d'élaboration et sous un délai très court de 4 mois réputant l'avis positif ?

Le texte prévoit que le SAGE existant doit être rendu compatible avec un nouveau SDAGE dans les 3 ans (art. L 212-3). Mais, sauf les avis et particulièrement celui du Comité de bassin, il n'y a plus de lisibilité sur la manière dont on prévoit la coordination SDAGE-SAGE, l'évaluation, le suivi, la cohérence... même si la compatibilité est de règle. L'instance qui peut vérifier, tout au long du processus, que les schémas faits par les CLE appliquent effectivement les objectifs du SDAGE, est le Préfet qui ne détient pas forcément la clef de tous les programmes d'intervention sur l'eau. On constate qu'il y a là une certaine dispersion institutionnelle entre le Préfet, la Région, les autres collectivités et le Comité de Bassin.

- ⇒ On peut suggérer une coprésidence des CLE par le Préfet et le Président de Région, ce qui pourrait être expérimenté de façon pragmatique en Bretagne.
- ⇒ De façon tout aussi pragmatique, une commission de suivi ou de coordination établie entre le Préfet et la Région permettrait à celle-ci de vérifier que ses programmes sont bien intégrés dans les SAGE et que ceux-ci sont efficaces et respectés par les autorisations administratives, plans et programmes de toute nature.

2.3 Des CLE dont les avis devraient être mieux pris en considération

Les CLE sont des instances démocratiques qui élaborent et suivent la mise en œuvre des SAGE, c'est-à-dire une réglementation locale destinée à protéger et mettre en valeur une ressource en eau. Les SAGE assurent l'application du SDAGE par sous-bassins. Il est important que les avis des CLE soient systématiquement appliqués par l'administration

d'État dans toutes décisions administratives ou réglementaires ayant des conséquences sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.

Dans le cas du projet du GIE Terr'eau, il aurait été logique que la CLE du SAGE Vilaine soit consultée et qu'elle donne un avis sur la cohérence du projet avec les dispositions du SAGE. Or, le Préfet a considéré que la CLE n'avait pas à être consultée et à donner son avis sur ce dossier.

⇒ Les services de l'État doivent concéder aux instances que sont les CLE, le poids juridique que leur confèrent l'élaboration et la mise en œuvre d'un SAGE.

On rappellera en effet que :

- le SAGE est un document élaboré selon les procédures habituelles de consultation et d'enquêtes (art L212-6),
- qu'il est une application du SDAGE avec lequel il est compatible,
- qu'il comporte un plan d'aménagement et de gestion durable (PAGD) de la ressource en eau, un véritable projet de territoire et un règlement opposable.

⇒ La possibilité ouverte par la loi devrait être systématiquement appliquée, par un arrêté préfectoral, en fonction des objectifs de qualité par bassin et des programmes de la Région. L'opposabilité directe du règlement est garantie par l'article L 212-5-2 ; il s'agit donc d'un règlement de police que le Préfet doit faire appliquer en toutes circonstances.

2.4 Cohérence entre les SAGE et les décisions prises dans le domaine de l'eau et de l'urbanisme

Les liens entre le SAGE, les décisions administratives prises dans le domaine de l'eau et les autres documents de planification – SCOT, PLU, carte communale, plan de prévention des risques naturels prévisibles – doivent être clarifiés.

La direction départementale de l'agriculture appelée, par exemple, à instruire une demande d'autorisation de captage ou une autorisation de rejet dans le milieu est tenue de vérifier si le projet qui lui est soumis relève ou non de la nomenclature des activités soumises à autorisation par la nomenclature (L 212-5-1a.1), pour les refuser en cas de contrariété avec le SAGE.

Cependant, l'alinéa 2 de L 212-5-2 introduit une ambiguïté en soumettant toutes les décisions administratives à la règle de compatibilité. En fait, cette exigence de simple compatibilité ne devrait s'appliquer qu'aux documents prévisionnels d'aménagement (SCOT, PLU) et jamais aux documents opérationnels. Une ZAC par exemple devrait toujours respecter scrupuleusement le règlement du SAGE à condition que celui-ci soit précis. En outre, le Préfet devrait appliquer rigoureusement son contrôle sur la compatibilité entre ces SCOT et/ou PLU et le PAGD du SAGE.

⇒ Il s'agit de rendre les dispositions de ce document directement opposables non seulement aux projets de la nomenclature mais aussi aux décisions administratives individuelles et générales de l'État et des collectivités territoriales, prises dans le domaine de l'eau ou ayant un rapport avec l'eau. L'édition systématique d'un règlement précis des usages de l'eau dans les périmètres des SAGE, devrait permettre une telle généralisation.

III - Aspects économiques

Absence ou incohérence des instruments économiques et politiques permettant d'arriver aux résultats

Le SDAGE dans le contexte actuel restera un catalogue de bonnes intentions tant que les principes économiques affirmés dans la DCE ne seront pas mis en œuvre. Il faut que soient mis en place des instruments économiques qui internalisent les coûts environnementaux. L'article de Ph. Le Goffe (ci-joint en annexe) apporte un éclairage sur ce point, nous en citerons ci-dessous quelques éléments :

- **La DCE fait référence à deux grands principes économiques qui sont au cœur des théories de l'économie publique et de l'économie de l'environnement.**

Le premier principe est celui qui considère l'optimum de Pareto comme un état idéal de l'économie. L'optimum de Pareto est défini comme cet état où on ne peut augmenter le bien-être d'un agent sans diminuer celui d'un autre. Si on considère que le bien-être des différents agents économiques est comparable et additif et que les gagnants peuvent compenser les perdants, rechercher l'optimum revient à maximiser la valeur collective ou sociale nette, c'est-à-dire le bénéfice tiré des activités économiques diminué des dommages à l'environnement. Cette approche conduit au « bon » niveau d'environnement, qui doit être visé par le planificateur social. Pour savoir si une mesure augmente le bien-être collectif et est donc socialement désirable, on procède alors à une analyse coûts-avantages pour mesurer et comparer les coûts et les avantages de la mesure. L'analyse coûts-avantages apparaît explicitement dans la DCE, qui précise que « la communauté doit tenir compte, lors de l'élaboration de sa politique de l'environnement ... des avantages et des coûts qui peuvent résulter de l'action ou de l'absence d'action ».

Le deuxième principe est le principe de récupération des coûts, dont la déclinaison environnementale est le principe pollueur-payeur. Le fait de donner un signal de prix aux ressources, services et pollutions incite à ne pas gaspiller les ressources et les services, ainsi qu'à réduire les pollutions. Le principe pollueur-payeur est souvent confondu avec le principe de responsabilité environnementale. Le principe pollueur-payeur prévoit que les frais résultant des mesures de prévention, de réduction et de lutte de la pollution doivent être pris en charge par le pollueur. Le principe de responsabilité environnementale introduit la notion de préjudice écologique, car au-delà de la prévention, il oblige également le responsable de dommages environnementaux à financer la réparation des dommages. Cette différence majeure avec le principe pollueur-payeur devrait en théorie inciter les agents à choisir d'eux-mêmes le niveau de pollution optimal, puisque le profit est désormais diminué du dommage environnemental, à condition que ce dernier soit correctement évalué.

- **La DCE suggère d'utiliser des instruments économiques pour mettre en œuvre la récupération des coûts des services de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources.** Elle précise que la politique de tarification de l'eau doit inciter les usagers à utiliser les ressources de façon efficace. Cela signifie que la tarification doit promouvoir une allocation optimale des ressources en eau entre les différents secteurs, de façon à maximiser la valeur collective. Conjointement, la tarification doit faire en sorte que la ressource attribuée à un secteur soit répartie entre les agents de façon à maximiser la valeur que le secteur en tire.

⇒ La planification des SDAGE n'engage à rien, si par ailleurs on ne se dote pas des textes pour faire appliquer la DCE (optimum et récupération des coûts). La question majeure est celle du levier pour faire changer les comportements, or ce levier est le principe pollueur-payeur (qui suppose des normes et une période de transition avec accompagnement de l'ajustement structurel si nécessaire).

La politique de l'eau : approche économique et application à la pollution des élevages

Philippe Le Goffe
Agrocampus Ouest, UMR1302 INRA-Agrocampus SMART
"Structures et Marchés Agricoles, Ressources, Territoires"

Introduction

Dans « L'environnement en France », l'IFEN (2006) dresse le bilan de la pollution de l'eau. Alors que les rejets ponctuels dans les cours d'eau ont nettement diminué depuis une vingtaine d'année, qu'il s'agisse des rejets de station d'épuration urbaine ou de rejets industriels, les pollutions diffuses restent les plus préoccupantes. Il semble cependant qu'on assiste pour la première fois à une stabilisation des nitrates agricoles dans les eaux superficielles, même si leur concentration continue à augmenter dans les eaux souterraines. En Bretagne, Aurousseau (2008) confirme à partir de données récentes qu'il semble que la qualité des eaux s'améliore depuis le début des années 2000, mais que cette amélioration reste modérée car on ne retrouve jamais une qualité comparable à celle observée avant 1990.

Cette stabilisation ou amélioration de la qualité des eaux en Bretagne est le fruit de politiques publiques combinant réglementation et incitations économiques, c'est-à-dire les efforts des producteurs, mais aussi ceux de l'État et des collectivités territoriales. Ceci explique pourquoi l'évaluation de ces politiques publiques ne peut se faire à la seule aune de leur efficacité environnementale, mitigée ici, mais doit aussi intégrer leur coût pour la société et les contribuables en particulier, c'est-à-dire leur efficacité ou efficience économique. Deux questions se posent dans un premier temps : 1) l'amélioration peut-elle être obtenue à un coût inférieur ? et 2) même minimisé, le coût des mesures à l'origine de l'amélioration est-il disproportionné par rapport aux bénéfices escomptés ? Dans un deuxième temps, une autre question est de se demander qui, des producteurs ou des consommateurs-contribuables, va payer les mesures.

En France, la politique de l'eau est généralement considérée comme coûteuse pour le budget de l'État et des collectivités. S'agissant de la Bretagne et de la mise aux normes des élevages, les aides prévues par l'État et l'agence de l'eau au titre du programme de maîtrise des pollutions agricoles (PMPOA) débuté en 1993 avoisinent le milliard d'euros. Le coût du plan d'action pour un développement pérenne de l'agriculture et de l'agroalimentaire en Bretagne et pour la reconquête de la qualité de l'eau, arrêté en 2002 pour la période 2002-2006, a été estimé à 473 millions d'euros (anonyme, 2002). Le programme Bretagne Eau Pure 3 représente 100 millions d'euros sur 7 ans. Enfin, l'État a prévu 60 millions d'euros sur cinq ans, pour financer les mesures arrêtées dans le cadre des bassins versants en contentieux avec l'Union Européenne, qui couvrent 4 % de la SAU de la Bretagne¹.

La Cour des comptes (1997 et 2002) et le Commissariat général au Plan (1997) ont remis plusieurs avis sur la politique de l'eau dans les années précédant la réforme de la loi sur l'eau : rapports sur les agences de l'eau, rapport sur la politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine (Villey-Desmeserets *et al*, 2001),

¹ L'extension de ces mesures à toute la Bretagne représenterait un budget de 1,5 milliard d'euros sur cinq ans.

rapport sur la préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole, le cas de la Bretagne. Certaines des critiques qu'ils émettaient alors sont toujours valables aujourd'hui, malgré la réforme de 2006 : mauvaise application du principe pollueur-payeur, redevances peu incitatives et peu liées aux rejets et prélèvements, cycle pollution-dépollution préféré à la réduction à la source, projets surdimensionnés, coûts non minimisés.

Ces dysfonctionnements de la gestion de l'eau dans notre pays sont d'autant moins acceptables qu'il existe depuis 2000 un cadre européen de la politique de l'eau, décrit dans la directive cadre sur l'eau (Anonyme, 2000). Certes, la directive cadre sur l'eau (DCE) place les questions environnementales au premier plan, en affirmant la dimension patrimoniale de l'eau et en fixant l'objectif de bon état des eaux à l'horizon 2015. Cependant, elle représente un progrès par rapport aux textes antérieurs, car c'est la première directive environnementale qui comporte également des principes économiques issus du corpus théorique de l'économie de l'environnement (Courtecuisse et al, 2002). En ce sens, la DCE est un véritable instrument du développement durable.

L'idée de cet article est que, contrairement à ce qu'on observe dans les pays du nord de l'Europe, notre politique de l'eau n'est pas conforme aux principes économiques de la DCE. C'est ce qui explique que la qualité de l'eau ne s'améliore pas suffisamment, d'où des contentieux européens persistants, d'autant moins que les sommes engagées pour réduire les pollutions sont importantes et qu'elles comportent une part élevée d'argent public. L'article comporte trois parties. Dans la première partie, on montre à la lumière de l'économie de l'environnement comment l'association des objectifs écologiques et des principes économiques réalisée par la DCE permet de conférer à la politique de l'eau une double efficacité environnementale et économique. Pour illustrer l'idée de l'article, nous avons choisi de présenter dans la deuxième partie la politique française de maîtrise des pollutions des élevages. Il s'agit d'une branche relativement complexe de la politique de l'eau, qui a connu de nombreuses vicissitudes, ce qui en fait un « cas d'école ». La dernière partie est consacrée à montrer en quoi les dispositifs équivalents adoptés dans les pays du nord de l'Europe sont davantage conformes aux principes de la DCE. En conclusion, on s'inspire du cadre européen et des exemples étrangers pour proposer des pistes d'amélioration de notre dispositif de maîtrise des pollutions des élevages.

1. La Directive Cadre sur l'Eau et l'économie

1.1 L'optimum de Pareto

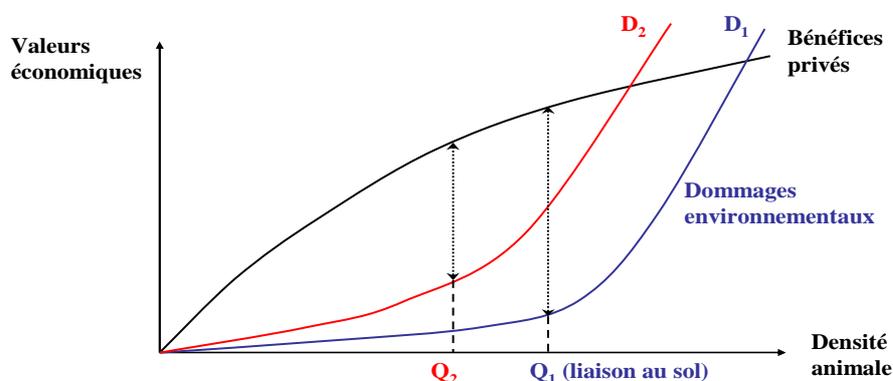
La DCE fait référence à deux grands principes économiques qui sont au cœur des théories de l'économie publique et de l'économie de l'environnement. Ces théories développent une approche anthropocentrée de l'environnement, en ce sens que l'environnement est apprécié à travers le bien-être qu'il procure à l'homme. L'amélioration ou la dégradation de l'environnement donnent lieu à des gains ou des pertes de bien-être, appelées respectivement bénéfiques ou dommages environnementaux, que les économistes tentent d'évaluer monétairement en ayant recours à différentes méthodes spécifiques.

Le premier principe est celui qui considère l'optimum de Pareto comme un état idéal de l'économie. L'optimum de Pareto est défini comme cet état où on ne peut augmenter le bien-être d'un agent sans diminuer celui d'un autre. Si on considère que le bien-être des différents agents économiques est comparable et additif et que les gagnants peuvent compenser les perdants, rechercher l'optimum revient à maximiser la valeur collective ou sociale nette, c'est-

à-dire les bénéfices tirés des activités productives diminués des dommages à l'environnement. Dans le cas où une activité de dépollution est introduite, on cherchera à minimiser la somme des coûts de dépollution et des dommages à l'environnement, c'est-à-dire les coûts sociaux. Cette approche conduit au « bon » niveau d'environnement, qui doit être visé par le planificateur social. Pour savoir empiriquement si une mesure augmente le bien-être collectif et est donc socialement désirable, on procède alors à une analyse coûts-avantages pour mesurer et comparer les coûts et les avantages de la mesure.

La figure 1 applique ces concepts au raisonnement de la densité animale, mesurée en abscisse, les valeurs économiques par unité de surface étant portées en ordonnée. L'optimum privé des producteurs n'est pas visible sur le graphique, car on considère qu'il faut une densité animale très élevée pour observer un plafonnement, voire une baisse du bénéfice privé des producteurs par unité de surface, par exemple sous l'effet de facteurs sanitaires. Les courbes D_1 et D_2 correspondent aux dommages environnementaux observés respectivement en zone banale et en zone sensible. En zone banale, le dommage essentiellement lié à la pollution de l'eau apparaît lorsque les apports nutritifs d'origine animale excèdent la capacité d'exportation des cultures. En zone sensible, telles les zones péri-urbaines, littorales ou écologiques patrimoniales, le dommage recouvre les pollutions mais aussi les nuisances paysagères et olfactives, ce qui explique qu'il soit ressenti pour des densités animales plus faibles. La valeur collective maximale est observée pour une densité Q_1 en zone banale, qui correspond sur le graphique à la liaison au sol, et pour une densité inférieure Q_2 en zone sensible. Ceci plaide pour une différenciation des normes selon les zones, qui porterait peut-être sur la densité animale, mais aussi sur le type d'élevage (industriel ou pas).

Figure 1 : Le raisonnement économique de la densité animale optimale



L'analyse coûts-avantages apparaît explicitement dans la DCE, qui précise que « la communauté doit tenir compte, lors de l'élaboration de sa politique de l'environnement... des avantages et des coûts qui peuvent résulter de l'action ou de l'absence d'action ». La notion de coût démesuré ou disproportionné est évoquée à plusieurs reprises pour justifier la dérogation à l'objectif de bon état écologique des eaux. C'est notamment le cas pour la désignation des masses d'eau de surface en catégorie artificielle ou fortement modifiée. Dans ce cas, les impossibilités techniques ou les coûts disproportionnés empêchent d'obtenir une amélioration environnementale à un coût raisonnable. Il y a bien ici l'idée de rechercher un bénéfice net et pas une amélioration à n'importe quel prix.

1.2 La récupération des coûts

Le deuxième principe est le principe de récupération des coûts, dont la déclinaison environnementale est le principe pollueur-payeur. Le fait de donner un signal de prix aux ressources, services et pollutions a deux effets. D'une part, le signal de prix incite à ne pas gaspiller les ressources et les services, ainsi qu'à réduire les pollutions. D'autre part, il conduit à une utilisation efficace des ressources physiques et financières, en ce sens qu'il permet de maximiser le bénéfice global tiré d'un volume donné de ressource ou de service et de minimiser le coût global nécessaire pour réduire la pollution jusqu'à un niveau donné. Cette dernière propriété vient de ce que les coûts ou les bénéfices marginaux des différents agents sont égaux entre eux et au signal de prix.

Le principe pollueur-payeur est souvent confondu avec le principe de responsabilité environnementale, or il existe sur le plan économique des nuances importantes entre ces deux approches. Le principe pollueur-payeur prévoit que les frais résultant des mesures de prévention, de réduction et de lutte de la pollution doivent être pris en charge par le pollueur. Pour que ce principe fonctionne, il faut que le niveau de pollution acceptable soit fixé par le décideur public, par exemple à l'aide d'une norme ou d'un droit de propriété, assortis de pénalités dissuasives en cas de dépassement. Chaque pollueur recherche alors le moyen le moins coûteux d'atteindre la norme. Si les droits sont échangeables, l'ajustement des coûts individuels au prix de marché permet de minimiser le coût collectif pour respecter la norme². Le principe pollueur-payeur est un principe de non subvention, bien que l'OCDE ait prévu des dérogations, notamment s'il s'agit de subventions non pérennes à des activités économiques en difficulté. La subvention à la dépollution a un effet incitatif pervers, en ce sens qu'elle fausse la perception des coûts par les agents et encourage les activités à fort contenu en pollution, voire la pollution elle-même (Baumol et Oates, 1988). De plus, elle est un obstacle à la minimisation des coûts et permet de conserver des activités qui ne sont pas rentables quand on intègre l'environnement. A cet égard, elle est contraire au principe de durabilité.

Le principe de responsabilité environnementale introduit la notion de préjudice écologique, car au-delà de la prévention, il oblige également le responsable de dommages environnementaux à financer la réparation des dommages. Cette différence majeure avec le principe pollueur-payeur devrait en théorie inciter les agents à choisir d'eux-mêmes le niveau de pollution optimal, puisque le profit est désormais diminué du dommage environnemental, à condition que ce dernier soit correctement évalué. On parle alors de décentralisation de l'optimum, car le décideur public n'est plus obligé de fixer l'objectif environnemental, par exemple par la norme. A la figure 1, l'application d'un tel principe conduirait les producteurs à choisir spontanément les densités animales Q_1 ou Q_2 qui leur permettraient de maximiser leur profit, selon qu'ils seraient situés en zone banale ou sensible.

La DCE suggère d'utiliser des instruments économiques pour mettre en œuvre la récupération des coûts des services de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources. Elle précise que la politique de tarification de l'eau doit inciter les usagers à utiliser les ressources de façon efficace. Cela signifie que la tarification doit promouvoir une allocation optimale des ressources en eau entre les différents secteurs, de façon à maximiser la valeur collective. Conjointement, la tarification doit faire en sorte que la ressource attribuée à un

² La taxe est une autre façon d'appliquer le principe pollueur-payeur, qui conduit aussi à un coût collectif minimisé, car elle joue le rôle d'un signal de prix.

secteur soit répartie entre les agents de façon à maximiser la valeur que le secteur en tire. Le raisonnement serait analogue pour la pollution : le signal de prix, taxe, permis ou autre, devrait maximiser la valeur collective nette et minimiser le coût de dépollution global. Cette utilisation efficace exige notamment que la récupération des coûts soit déclinée par secteur, en distinguant au moins l'industrie, les ménages et l'agriculture, comme le veut la DCE.

Malgré la réforme de la loi sur l'eau de 2006, ce principe n'est toujours pas appliqué en France. La redevance sur le prélèvement d'eau continue à être modulée selon les usages, domestiques ou économiques. Ceci explique que les prélèvements de l'agriculture, moins taxés que les autres usages, soient excessifs, malgré un système de quotas individuels, qui de surcroît ne répartit pas efficacement l'eau entre les agriculteurs. Plus généralement, ce sont les consommateurs d'eau qui paient pour les agriculteurs, pourtant responsables des prélèvements les plus importants et des pollutions les plus préoccupantes, ce qui freine l'utilisation efficace des ressources.

1.3 L'analyse économique de l'utilisation de l'eau

Enfin, la DCE impose de procéder à une analyse économique de l'utilisation de l'eau dans chaque bassin hydrographique, dans le but de mettre en œuvre les principes d'optimalité et de récupération des coûts. Cette analyse porte sur la prévision à long terme de l'offre et la demande d'eau, tant en ce qui concerne les volumes, que les prix et les coûts des services liés à l'utilisation de l'eau, y compris les coûts pour l'environnement et les ressources. Cela signifie en particulier qu'il convient d'estimer les coûts de dépollution (offre) et la réduction de dommages (demande) impliqués par le bon état des eaux. Ces données sont nécessaires pour fonder les dérogations à l'objectif de bon état et la récupération des coûts. Il s'agit également d'élaborer des programmes combinant au moindre coût des mesures relatives aux utilisations de l'eau, dans l'esprit de l'analyse coût-efficacité.

2. Le dispositif français de maîtrise des pollutions des élevages

2.1 Les mesures réglementaires

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 (2008) qualifient le dispositif français « d'édifice complexe relativement inefficace... aux résultats globaux décevants en matière de pollution diffuse... au regard des moyens engagés ». Parmi les mesures qui se sont empilées successivement, on présente d'abord les mesures réglementaires, puis les mesures incitatives.

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. Le corps du dispositif se focalise sur les pollutions azotées, avec la directive nitrate 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 par ha). Annexés aux programmes d'action, les programmes de résorption concernent les zones d'excédents structurels³ (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 ZAC⁴.

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) est créé en 2003. Les regroupements se font sur la base des émissions azotées, à azote constant (en interne) ou avec prélèvement d'azote par l'Etat pouvant aller jusqu'à 40 % (en externe). Ce dispositif est assez critiquable dans la mesure où il crée des quotas d'azote échangeables entre exploitations, qui présentent le double inconvénient de ne pas être liés à la terre et de créer des rentes inévitables en faveur des producteurs en place. Il s'agit en fait de droits à produire, inefficaces sur le plan environnemental puisqu'ils accentuent la concentration locale des animaux (voir Mahé et Ortalo-magné, 2001). Ce système très lourd au plan administratif permet cependant à l'Etat de contenir, voire de réduire mécaniquement la pression azotée globale en ZES, en faisant financer le dispositif par les producteurs eux-mêmes.

Aux zonages existants est venu s'ajouter en 2007 celui des bassins versants en contentieux avec l'Europe, car non conformes à la directive de 1975 sur les eaux superficielles destinées à la production d'eau potable⁵. 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.

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

2.2 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 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 a financé en partie la résorption de 80000 tonnes d'azote, dont 60000 tonnes par traitement du lisier (30 à

³ Cantons où les apports d'azote organique dépassent 170 kg par hectare épandable.

⁴ Sauf jeunes agriculteurs et élevages de dimension économique insuffisante.

⁵ Concentration en nitrate supérieure à 50 mg par litre.

60 % des investissements couverts par l'Etat, 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.

En appui de ces programmes incitatifs, trois programmes Bretagne Eau Pure (BEP) se sont succédés entre 1990 et 2006. 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.

BEP repose fondamentalement sur le volontariat des agriculteurs, ce qui l'apparente à ce que l'OCDE appelle les « programmes volontaires publics ». Or la littérature internationale sur les approches volontaires indique que leur efficacité environnementale est faible, en raison du rôle central de l'industrie, des engagements non exécutoires et de l'absence de contrôle (OCDE, 1999 et 2003). Elles peuvent même être utilisées pour ne pas respecter la réglementation ou bloquer son durcissement (détournement de la réglementation). Aux États-Unis, une analyse du secteur agricole menée par l'USDA conclut 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 (Ribaud et al, 1999).

Une étude du SRSA Bretagne de 2005 montre que 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, comme on l'a vu, et que son remplacement par des engrais organique implique des coûts.

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 par hectare, c'est-à-dire les exploitations polluantes. 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 exonérés⁶ (élevages extensifs, notamment de montagne). Le paiement de la redevance étant mutualisé sur un plus grand nombre d'élevages, qu'ils soient excédentaires ou pas, la recette globale n'est pas modifiée, bien que le taux ait été divisé par un facteur proche de 8. En Bretagne, cela signifie que les élevages liés au sol ou aux normes paieront pour les élevages hors-sol, responsables de l'essentiel de l'excédent régional. Il s'agit d'un retour en arrière en matière d'application du principe pollueur-payeur, qui aura des conséquences

⁶ 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.

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 nouvelle loi sur l'eau se limite à compter sur le volontariat des acteurs et les aides publiques pour faire reculer les pollutions diffuses d'origine agricole.

2.3 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. 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 (voir infra). 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 (voir Mahé et Le Goffe, 2002). Le Goffe et Salanié (2005) 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. 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 paraître), à l'aide d'un modèle linéaire de gestion des effluents d'élevage sous contrainte de la directive nitrate. 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.

3. Les expériences étrangères

Peut-on étendre ce constat aux autres pays européens ? Fermin (2007) a comparé l'application de la directive nitrates en Bretagne et dans trois pays du nord de l'Europe (Pays-Bas, Danemark, Flandres belges), confrontés aux mêmes enjeux de la concentration des élevages. Par rapport à la Bretagne, la densité animale y est supérieure aux Pays-Bas, comparable en Flandres, inférieure au Danemark. Dans ces trois pays ou région, ce qu'on appelle « la politique du lisier » a commencé à la fin des années 80, c'est-à-dire plus tôt qu'en France, et a connu des évolutions importantes suite aux échecs des programmes successifs, pour aboutir à la forme actuelle. L'évolution a été particulièrement laborieuse aux Pays-Bas, où le système de comptabilité minérale MINAS adopté en 1998, qui permettait de taxer les pertes du bilan minéral entrées-sorties, a finalement été abandonné en 2006 en raison des coûts administratifs et judiciaires et des contestations européennes. A l'opposé, le Danemark est considéré comme le bon élève de l'Europe, notamment en raison de sa règle d'harmonie qui organise la liaison de l'élevage au sol depuis 2002, ce qui lui a valu d'obtenir une dérogation à la directive nitrates pour les élevages bovins à l'herbe (230 kg d'azote organique/ha). Dans ce pays, la production porcine augmente mais la pression azotée reste constante, car les volailles et surtout les bovins sont en diminution.

Les 3 politiques ont progressivement convergé vers ce qu'on pourrait appeler le « modèle danois », qui est conforme à la DCE. Des plafonds de fertilisation totale en azote et phosphore sont fixés par culture et par type de sol. Les transports et les échanges de lisier font l'objet de déclarations systématiques à l'administration. Le rapprochement de ces déclarations permet de cibler les contrôles sur les exploitations à risque. Des amendes dissuasives et/ou des sanctions pénales sont décidées en cas de dépassement ou de fraude. Le taux des amendes par kg d'azote au dessus des plafonds est environ 10 fois supérieur à celui de l'ancienne redevance pollution des élevages en France, ce qui permet une véritable application du principe pollueur-payeur. A la différence du système MINAS, ou de la redevance pollution des élevages en France, il n'y a pas de taxation systématique des élevages, ce qui permet d'économiser des coûts administratifs. Le traitement du lisier n'a pas été subventionné et est donc peu utilisé⁷. En conséquence, le marché de l'épandage est très actif, d'autant plus que des intermédiaires publics ou privés organisent la rencontre des vendeurs et des acheteurs, ce qui permet de diminuer les coûts de transaction.

Les Pays-Bas et les Flandres ont néanmoins conservé des quotas animaux exprimés en équivalent phosphore et échangeables entre exploitations. Ces mesures, qui ont inspiré celle sur la restructuration des élevages bretons en ZES, permettent le prélèvement à l'occasion des échanges ou le rachat des quotas par l'État. On a vu cependant qu'elles constituaient un pis-aller, que ce soit sur le plan environnemental ou économique. En maîtrisant précocement sa

⁷ Cependant des aides à la valorisation énergétique de la biomasse ont été accordées récemment, au titre des énergies renouvelables et de la lutte contre l'effet de serre.

densité animale et en évitant les dérapages ultérieurs, le Danemark a su se passer de cette approche pour se concentrer sur le respect des plafonds de fertilisation.

Conclusion

Dans sa tentative de faire appliquer la directive nitrate, la France ne s'inspire pas des principes économiques inscrits dans la DCE. Le dispositif privilégie la réglementation ainsi que l'éducation et le volontariat des producteurs, au détriment des instruments économiques incitatifs. On constate le refus persistant d'appliquer le principe pollueur-payeur : les investissements de stockage et de traitement des effluents ont bénéficié de subventions importantes et la redevance pollution des élevages, seul instrument qui frappait faiblement les excédents d'azote, a été démantelée. La récupération des coûts par secteur est mal réalisée, dans la mesure où ce sont surtout les consommateurs d'eau et peu les éleveurs qui financent la mise aux normes des élevages. Ceci explique que les producteurs ne soient pas incités à utiliser les méthodes de résorption des excédents les moins coûteuses et que le coût global, non minimisé, soit trop élevé au regard des résultats environnementaux obtenus.

Le dispositif breton des bassins versants en contentieux est celui qui se rapproche le plus du modèle danois, par la fixation de plafonds de fertilisation azotée totale différenciés par systèmes de production, qui font l'objet de contrôles renforcés. Certes, il a encore recours aux aides publiques, mais certaines sont dégressives sur cinq ans, laissant présager le proche avènement du principe pollueur-payeur et ses conséquences en terme de valorisation de l'épandage et de minimisation des coûts. Dans une étude réalisée pour le Bureau agriculture-environnement de la DGTPE du Ministère de l'économie, Fernandes (2008) fait des propositions qui permettraient de lever les freins au développement des marchés de l'épandage en France. La mission de l'État devrait se concentrer sur la définition, le contrôle et l'application rigoureuse de plafonds de fertilisation totale (azote et phosphore) généralisés et du principe pollueur-payeur. La réglementation ZES serait considérablement allégée, en supprimant l'obligation de traitement, les plafonds d'épandage, l'interdiction de création ou d'extension d'élevage, l'interdiction d'exportation d'effluents dans les cantons à plus de 140 kg d'azote/ha. La législation sur les installations classées serait modifiée pour permettre l'évolution temporelle des plans d'épandage. Enfin, le recours à des gestionnaires public ou privés du marché de l'épandage serait encouragé.

Il resterait encore à traiter le problème des pollutions accidentelles dues au stockage du lisier, récurrentes en Bretagne, qui ne relèvent pas de la directive nitrate. Comme il s'agit de gestion des risques, cela pourrait passer par l'assurance obligatoire de la responsabilité environnementale des élevages, à la manière du traitement préventif des marées noires aux États-Unis. On peut penser que l'application progressive du principe de responsabilité environnementale à l'agriculture conduira à une estimation à la hausse du préjudice écologique, ce qui incitera les assurances à réduire les risques de pollution accidentelle par la sécurisation des installations et à augmenter les primes pour les systèmes d'élevage à risques pour l'eau⁸. À terme, cette internalisation des risques environnementaux par l'assurance pourrait compléter les mesures visant à appliquer la directive nitrate et contribuer à rendre l'élevage plus durable.

⁸ Les systèmes à base de lisier comportent plus de risques de pollutions accidentelles pour l'eau que les systèmes à base de fumier.

Références

- Anonyme, 2000. *Directive n° 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau*. Journal officiel des communautés européennes n° L 327 du 22 décembre 2000.
- Anonyme, 2002. Plan d'action pour un développement pérenne de l'agriculture et de l'agroalimentaire en Bretagne et pour la reconquête de la qualité de l'eau : le financement de l'Etat. DRAF Bretagne, 28 janvier, 3 p.
- Aurousseau P., 2008. Diagnostic de l'évolution de la qualité des eaux dans les bassins versants de Bretagne. *Colloque « L'eau et le droit »*, AFDR Bretagne, 10 octobre, Rennes.
- Baron P., Barthélémy F., Bouvier M., Martin X. et Vogler J.P., 2001 – *Elevages et fonctionnement du Conseil Départemental d'Hygiène en Ille et Vilaine*. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, Paris.
- Baumol W.J., Oates W.E., 1988. *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Commissariat général au Plan, 1997. *Evaluation du dispositif des agences de l'eau : rapport au Gouvernement*. La Documentation française, Paris.
- Cour des comptes, 1997. *La Gestion des services publics locaux d'eau et d'assainissement : rapport public particulier*. Direction des journaux officiels, Paris.
- Cour des comptes, 2002. *La préservation de la ressource en eau face aux pollutions d'origine agricole : le cas de la Bretagne* : rapport au Président de la République suivi des réponses des administrations et des organismes intéressés. Direction des journaux officiels, Paris.
- Courtecuisse A., Davy T., Laurans Y., Rideau J.P., Rinaudo J.D., Strosser P. (2002) Quel rôle pour l'économie dans la Directive Cadre sur l'Eau ? Un processus, une approche, des outils, un guide. *Colloque SHF « Eau et économie »*, septembre, Paris.
- Djaout F., Le Goffe P., Tauber M., 2008. Comment appliquer la directive nitrates et à quel coût ? Une modélisation spatiale du marché de l'épandage. A paraître dans *Economie et Prévision*, 39 p.
- Fermin N., 2007 (sous la direction de P Le Goffe). *Application de la directive « nitrates » dans trois pays européens : Pays-Bas, Danemark, Flandres*. Rapport pour la Préfecture de Région Bretagne, 85 p.
- Fernandes L., 2008. *Comment réduire la pollution azotée en France ? Propositions de développement des marchés de droits d'épandage des effluents d'élevage*. Mémoire de fin d'études d'ingénieur agronome de l'ENSAR.
- IFEN (2006) *L'environnement en France*. Institut Français de l'Environnement, Paris.
- Lessirard J., Quevremont P., 2008. *La filière porcine française et le développement durable*. Rapport de mission pour les Ministères de l'écologie et de l'agriculture, Paris.
- Le Goffe, P. et J. Salanié. 2005. Le droit d'épandage a-t-il un prix ? Mesure sur le marché foncier. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales* 77 : 36-63.
- 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.
- Mahé L.P., Ortalo-Magné F., 2001. *Politique agricole : un modèle européen*. Presses de Sciences Po, Paris.
- OCDE, 1999. *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement*. OCDE, 163 p.
- OCDE, 2003. *Voluntary approaches for environmental policy. Effectiveness, efficiency and usage in policy mixes*. OCDE, 143 p.
- Ribaudo MO., Horan RD., Smith ME., 1999. *Economics of water quality protection from nonpoint sources : theory and practice*. Resource Economics Division, Economic Research Service, US Department of Agriculture. Agricultural Economic Report No. 782.
- Villey-Desmeserets F., Ballay D., Tricard D., Henry De Villeneuve C., 2001. *La Politique de préservation de la ressource en eau destinée à la consommation humaine* : rapport d'évaluation du Commissariat général du Plan. La Documentation française, Paris.