

**ÉCONOMIE  
» RURALE**

## Économie rurale

Agricultures, alimentations, territoires

285 | Janvier-février 2005  
285

---

# Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marché des permis d'émission : les enseignements de l'expérience américaine

*Non-Point Source Pollution in Rural Areas and Marketable Permits: Lessons from the American Experience*

Alban Verchere

---



### Édition électronique

URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/3120>  
DOI : 10.4000/economierurale.3120  
ISSN : 2105-2581

### Éditeur

Société Française d'Économie Rurale (SFER)

### Édition imprimée

Date de publication : 5 janvier 2005  
Pagination : 33-50  
ISSN : 0013-0559

### Référence électronique

Alban Verchere, « Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marché des permis d'émission : les enseignements de l'expérience américaine », *Économie rurale* [En ligne], 285 | Janvier-février 2005, mis en ligne le 05 janvier 2007, consulté le 19 avril 2019. URL : <http://journals.openedition.org/economierurale/3120> ; DOI : 10.4000/economierurale.3120

---

Ce document a été généré automatiquement le 19 avril 2019.

© Tous droits réservés

---

# Pollution diffuse de l'eau en milieu rural et marché des permis d'émission : les enseignements de l'expérience américaine

*Non-Point Source Pollution in Rural Areas and Marketable Permits: Lessons from the American Experience*

**Alban Verchere**

---

## NOTE DE L'AUTEUR

L'auteur remercie vivement les deux rapporteurs anonymes pour leurs commentaires qui ont permis d'améliorer la qualité de ce texte.

## Introduction

- 1 Les programmes de lutte contre la pollution, basés sur la création de marchés de permis d'émission connaissent un engouement croissant, en particulier pour les pollutions atmosphériques entre sources identifiées. C'est particulièrement vrai aux États-Unis, qui en ont été les initiateurs, et qui confortés par leur expérience – pourtant plus nuancée qu'il n'y paraît (Hahn, 1989) – ont largement contribué à ce que cette solution s'impose au plan international, lors des négociations sur les gaz à effet de serre. Qu'en est-il alors de la possibilité d'employer de tels marchés pour remédier à la pollution diffuse de l'eau en milieu rural ? Et que faut-il en attendre à la fois en termes d'efficacité économique et environnementale, mais aussi d'acceptabilité sociale ? Nous répondrons à ce double questionnement à partir d'une analyse critique des premières expériences en la matière. En effet, puisque de telles expériences existent aux États-Unis et que certaines offrent le recul nécessaire pour en tirer les premiers enseignements, nous tenterons de répondre

aux questions soulevées en montrant que si un tel mode de régulation est porteur d'avantages économiques (essentiellement privés), il doit toutefois relever de nombreux défis, notamment institutionnels, qu'il convient d'apprécier si l'on veut augmenter la probabilité de succès de tels programmes.

- 2 La structure de l'article<sup>1</sup> se présente ainsi. Dans la section 1, nous soulevons les problèmes particuliers posés par la pollution diffuse de l'eau en milieu rural, qu'elle soit d'origine domestique ou agricole, en insistant davantage sur la seconde, plus importante et problématique pour le régulateur. Dans la section 2, nous exposons le principe sur lequel reposent les marchés de permis d'émission en matière de régulation des pollutions diffuses tels qu'ils ont été expérimentés aux États-Unis, par opposition aux formes plus *implicites* connues en Europe (marchés de l'épandage). Nous prenons à chaque fois le cas des pollutions d'origine agricole, car elles demeurent plus massives et préoccupantes que celles d'origine domestique. La synthèse de deux expériences américaines, l'une concernant des pollutions agricoles, l'autre des pollutions domestiques est proposée dans la section 3. Enfin, dans la section 4, nous procédons à une analyse des marchés de permis appliqués aux pollutions diffuses de l'eau, afin de souligner quelles sont les conditions qui en favorisent le succès et, à l'inverse, quels sont les risques et les limites associés à un tel mode de régulation.

## Pollution diffuse des eaux en milieu rural : positionnement du problème

- 3 La pollution diffuse de l'eau en milieu rural s'entend comme celle qui affecte directement les ressources en eau d'un milieu géographiquement circonscrit (en général, le bassin versant) et qui a la caractéristique de relever d'une multitude d'émetteurs *collectivement mais non individuellement identifiés*. De nombreuses sources sont impliquées, mais sans qu'il soit possible (en tout cas à un coût supportable pour la collectivité), de dire exactement à quelle hauteur chacune y contribue. Leurs émissions se diffusent plus ou moins lentement et aléatoirement dans le milieu, sans prévision possible de leurs niveaux précis, affectant soit en premier lieu les eaux superficielles (cours d'eau, zones humides, étangs, lacs...), par simple ruissellement, puis les eaux souterraines au terme de nombreux échanges entre milieux perméables à l'échelle du bassin versant, soit plus directement les eaux souterraines, en différents points suivant les configurations pédologiques et hydrogéologiques locales. Parmi les sources de pollutions diffuses, on cite parfois les habitations rurales non reliées aux réseaux de récupération des eaux, la pollution se faisant alors par le biais de leurs fosses septiques<sup>2</sup> Mais plus encore, on mentionne souvent les exploitations agricoles, premières responsables des pollutions diffuses aux phosphates et aux nitrates. C'est la raison pour laquelle – parmi d'autres, nous allons le voir –, nous concentrons l'essentiel de notre attention ici sur ce dernier cas de figure. En effet, il nous arrivera bien d'évoquer les pollutions diffuses d'origine domestique, comme dans la section 3, dès lors qu'elles partagent avec les pollutions agricoles plusieurs caractéristiques qui en font des pollutions théoriquement similaires. Le niveau d'émission des habitats isolés en milieu rural est également inobservable (à tout le moins pas immédiatement), au même titre que le sont en amont les pratiques de leurs occupants : fonctionnement des machines à laver, quantités de lessive utilisées, etc. Néanmoins, si en matière d'inobservations (et donc d'asymétries d'information), il semble en aller de même des niveaux d'émission domestiques et agricoles – et en amont des pratiques de

fertilisation et d'irrigation des exploitants, tout aussi inobservables (cf. encadré) –, il reste qu'en réalité les problèmes demeurent moindres s'agissant de la pollution domestique<sup>3</sup>. Nous insisterons donc moins ici, comme dans la section suivante, sur ce cas de figure, préférant nous focaliser sur la problématique plus complexe et plus préoccupante des émissions agricoles, dont le caractère diffus est effectivement plus marqué. En effet, outre le fait de tenir également à l'inobservation du choix des agents, ici les exploitants, il tient aussi à des éléments géophysiques et pédo-climatiques extérieurs qui modifient les fuites vers le milieu, nappes et rivières (ou lacs) par exemple. Le problème apparaît, dans ces conditions, doublement compliqué pour le régulateur puisque c'est d'une interaction complexe entre des choix humains – qui lui échappent largement – et des *Etats de la Nature* – par définition aléatoires – que ressortent les niveaux d'émission individuels. Conséquence d'une telle configuration, et faute de toute l'information nécessaire – inaccessible à des coûts raisonnables pour la société<sup>4</sup>, – le régulateur est dans l'incapacité de placer son action à l'aide des instruments classiques que sont taxes, normes et subventions, directement au niveau des émissions, imparfaitement prévisibles *a priori* et pas davantage vérifiables de façon exhaustive *in situ* ou *a posteriori* (Griffin et Bromley, 1982 ; Shortle et Dunn, 1986 ; Segerson, 1988). Sur la base de ce constat depuis unanimement partagé (Shortle, Horan et Abler, 1998 ; Shortle et Horan, 2001), il apparaît que toute solution à la pollution diffuse ne peut être qu'une solution de second rang (Le Roch et Mollard, 1996). Le régulateur cherche à atteindre un objectif donné de la façon la plus efficace, en arbitrant notamment avec les coûts d'information et de contrôle, mais il ne peut *en pratique* atteindre l'optimum de premier rang. Si plusieurs résultats théoriques semblent remettre en question ce propos et montrer que l'optimalité est à portée du régulateur, il convient de souligner qu'ils reposent sur des hypothèses qu'il est peu probable d'observer. Par exemple, des taxes ou normes sur les intrants peuvent permettre de réguler la pollution de façon optimale (Griffin et Bromley, *op. cit.*), mais cela suppose qu'émissions et recours aux intrants soient *parfaitement* corrélés, ce qui n'est pas le cas en réalité (Mariotti, 1998)<sup>5</sup>. Par ailleurs et en abandonnant l'idée d'atteindre l'optimum de premier rang, si on maintient le principe d'une taxe sur un intrant, le choix de la base demeure délicat. Qu'elle soit corrélée à la pollution ne suffit pas, il faut également que les possibilités de substitution avec des intrants tout aussi nuisibles soient faibles et celles avec des intrants plus favorables à l'environnement, élevées (Russell, 1986) ; quitte à taxer alors également le recours à tel autre intrant nocif afin d'éviter les effets de substitution pervers (Eiswerth, 1993). À défaut, taxer tel intrant aura des effets limités en termes de modification des pratiques et/ou de ré-orientation culturelle (Taylor, Adams et Miller, 1992 ; Hopkins, Schnitkey et Tweeten, 1996). Enfin, l'idée de baser la taxation sur un niveau de pollution ambiant (Segerson, 1988), pour originale et optimale qu'elle soit au plan théorique, souffre de difficultés réelles de mise en œuvre. Cette taxe, qui repose sur le principe d'une sanction/indemnisation collective des exploitants dès lors que le niveau de pollution ambiant diffère d'une norme fixée à l'avance, résout certes le problème de collecte d'informations, puisqu'il suffit ici de mesurer la pollution ambiante et non des sources individuelles. Pour autant, compte tenu des coûts potentiellement élevés que pourrait avoir à supporter l'ensemble des exploitants en cas de dépassement de la norme – en particulier ceux qui auraient fait des efforts ainsi grevés par le comportement des autres –, on peut craindre qu'un tel dispositif soit mal accepté socialement et dans les faits peu applicable. En effet, un exploitant qui ferait les bons choix n'aurait aucune garantie d'obtenir une récompense en retour, mais, plus encore, risquerait d'être pénalisé par le comportement des autres<sup>6</sup>.

- 4 En raison de l'impossibilité d'agir directement au niveau des émissions en matière de taxation, mais aussi de normes ou de subventions, il s'est donc agi à chaque fois de trouver un autre support, ou alors de recourir à d'autres formes de régulation, moins courantes, comme les marchés de permis d'émission au prix de quelques adaptations. C'est ce que nous montrons à présent dans le contexte américain, en lien avec ce qui est fait au plan européen, en rappelant que nous nous limitons ici au problème aigu de la pollution diffuse d'origine agricole.

#### **Encadré. Information et régulation des pollutions**

Au cœur de l'analyse économique de la régulation des pollutions se trouvent des problèmes d'information et de coût d'acquisition de l'information. Le régulateur est en situation d'incertitude vis-à-vis des émetteurs à deux niveaux :

– sur leurs caractéristiques physiques ou techniques ;

– sur leurs comportements, une fois les mesures en application ou les contrats signés s'il s'agit d'accords passés entre émetteurs et régulateur.

Quelles sont les difficultés associées au fait de ne pas détenir toute l'information sur les caractéristiques des agents, ainsi que celles, peut-être plus grandes encore, liées au fait de ne rien connaître ou presque de leurs actions, dites alors cachées ? En effet, il ne suffit pas de considérer que l'Etat est confronté à cette première difficulté liée au fait qu'il ne connaît pas toutes les caractéristiques physiques ou techniques des agents. Encore faut-il aussi considérer qu'ils ont toujours une certaine latitude – à chaque instant du temps et à caractéristiques données –, pour adopter, ou non, telle ou telle pratique favorable à l'environnement (ex. : fertiliser en plusieurs fois). Ainsi, compte tenu que leurs pratiques sont délicates à observer, les agents tenteront d'en dissimuler certaines, moins favorables à l'environnement. Dès lors, les deux problèmes majeurs rencontrés par les Autorités sont les suivants.

• Le phénomène d'anti (ou d'auto)-sélection traduit une situation où faute de disposer de toutes les informations sur les caractéristiques des agents, l'État risque de mettre en place un dispositif de lutte contre la pollution qui ne s'adresse finalement pas à ceux dont il aurait le plus souhaité corriger les actions, mais à ceux que leurs caractéristiques amènent déjà à faire davantage d'effort en faveur de l'environnement. On parle d'anti-sélection, puisque la mesure ne rencontre pas le public qu'elle visait en priorité, réduisant de facto son efficacité, mais également d'auto-sélection, puisque à défaut de mettre en œuvre un mécanisme de révélation efficace des caractéristiques des agents, la situation conduit à sélectionner finalement ceux qui polluent le moins. Que l'on songe, par exemple, à différents mécanismes de soutien public indifférenciés visant à encourager la réduction de la pollution via le versement d'indemnités ou de subventions forfaitaires, qui profitent parfois aux acteurs qui en ont le moins besoin, lesquels exploitent alors « opportunément » l'asymétrie d'information qui les lie au régulateur pour réaliser une rente informationnelle.

• Le phénomène d'aléa moral tient au fait que les agents engagent des actions qui ne sont pas directement observables et jouent de cette asymétrie d'information pour dissimuler des actions non conformes à ce que le régulateur attend. À la différence de l'anti-sélection, cette asymétrie ne tient pas au fait que le régulateur ne connaît pas toutes les caractéristiques des agents (sinon éventuellement leur type « moral »), mais qu'après signature d'un contrat ou entrée en vigueur d'une mesure (taxe, subvention, etc.), donc ex-post, il ne peut observer (pour des raisons déontologiques ou plus prosaïquement de coût) l'ensemble des actions mis en œuvre par les agents. Certains dissimuleront alors leurs véritables actions (en limitant par exemple leurs efforts de dépollution), pour se soustraire dans les faits aux termes d'un contrat passé ex-ante avec les Autorités ; ou ailleurs échapper en partie à une taxe, ou encore tromper le régulateur sur l'effort de dépollution pour percevoir indûment des subventions. Tout ceci tient au fait que le régulateur ou principal ne peut observer, ni les actions des agents, en tout cas pas sans assumer des coûts – potentiellement exorbitants –, ni le résultat de leurs actions, puisque nous avons vu quelles étaient les difficultés d'évaluer les émissions individuelles en matière agricole. Ainsi, à la difficulté habituelle qui consiste à inférer des résultats observables le niveau d'effort que les agents ont déployé pour y parvenir, vient s'ajouter ici cette difficulté propre à l'agriculture due au fait que les résultats (émissions) individuel(les) sont inobservables. Cette difficulté a fait l'objet d'un traitement analytique dans Spaeter et Verchère (2004), où l'aléa moral oblige le régulateur à pratiquer des audits aléatoires coûteux sur la conformité ou non des pratiques de fertilisation. Dans le même esprit, voir Chambers et Quiggin (1996), Jayet et Bontems (1996).

## Permis d'émission et pollutions diffuses d'origine agricole. Marchés implicites européens et marchés explicites américains

- 5 De façon générale, les marchés de permis d'émission consistent à autoriser l'échange de droits d'émission entre agents auxquels ont été préalablement alloués des quotas afin d'atteindre un objectif de réduction globale de la pollution (Dales, 1968). Compte tenu des difficultés concrètes de mise en œuvre de tels systèmes dans le cas des pollutions diffuses, toujours pour les raisons complexes que nous avons vues, les autorités, décidées néanmoins à les employer, ont alors dû concevoir des moyens originaux pour qu'ils puissent effectivement s'appliquer. Plusieurs cas de figure ont ainsi été expérimentés pour lutter contre les pollutions nitriques et phosphatées qu'il faut toutefois distinguer selon :
1. qu'ils visaient à remédier à une pollution liée à la culture/fertilisation ou à l'élevage/épandage<sup>7</sup> ;
  2. qu'ils constituaient des marchés *explicites* ou *implicites* de droits à polluer.
- 6 À ce niveau, il peut être utile de comparer les situations européenne et américaine<sup>8</sup>, pour mieux faire apparaître à la fois leur originalité respective mais aussi leur philosophie assez différente.

## Le cas des marchés implicites de droits d'émissions non polluantes en Europe

- 7 Dans sa *Directive Nitrates* de 1991, l'Europe a adopté le principe d'une fertilisation équilibrée en azote quelle qu'en soit l'origine. Elle a donc parié sur un objectif de *pollution zéro* au niveau des exploitations en excluant la possibilité que ces dernières puissent alors s'échanger des droits d'émission. Pour autant, au terme de cette même directive, elle a autorisé la création de droits de réception d'azote sur les terres, droits associés à leur propriété et liés à leur faculté naturelle à assimiler, donc à recevoir, un certain volume d'azote par hectare. Ces droits prennent notamment tout leur sens dans le problème de la gestion des boues de stations d'épuration et plus encore, dans celui de l'épandage des déjections animales (essentiellement des lisiers) dans les zones d'élevage intensif (cf. en particulier les problèmes posés par l'élevage porcin en Bretagne, ou encore au sud et de l'est des Pays-Bas). C'est d'ailleurs vraisemblablement cette raison qui a conduit la littérature à évoquer, depuis, la création de véritables marchés de l'épandage en Europe. Les agriculteurs et éleveurs s'y échangent des droits d'épandage dès lors qu'ils y trouvent un avantage mutuel (compte tenu notamment de coûts de transport des lisiers limitant les opportunités) et sous couvert que l'achat de droits par les uns correspond bien à une détention de surfaces d'épandage non saturées en azote par les autres (Rainelli et Vermersch, 2000)<sup>9</sup> Ainsi, le marché des droits d'épandage offre-t-il aux éleveurs la possibilité de s'affranchir de la contrainte foncière qui pèse sur eux et qui les oblige, compte tenu de la réglementation européenne en vigueur limitant l'épandage d'azote organique à 170 kg/ha, à ne pas répandre, en kg, plus de 170 fois leur SAU. À défaut de se porter acquéreur de tels droits, l'agent doit acheter/louer directement de nouvelles terres (autre forme d'internalisation)<sup>10</sup> ou encore réduire sa production d'azote ; ce qui passe soit par une réduction de son cheptel, soit par l'adoption d'une technologie de dépollution, par exemple un traitement biologique des lisiers, qui a la caractéristique d'être à rendements d'échelle croissants (Le Goffe et Vermersch, 2004).
- 8 Notons enfin que si la mise en œuvre de marchés de l'épandage semble bien créer un marché (implicite) *de droits à polluer*, il faut en fait préciser qu'il s'agit finalement davantage de marchés (implicites) *de droits d'émissions non polluantes*. En effet, en autorisant la création et l'échange de droits de réception d'azote liés à la capacité d'assimilation des terres non saturées, l'Europe a bien créé de façon implicite un marché des droits d'émission, puisque les propriétaires de terres non saturées peuvent vendre à ceux dont les terres le sont un droit « d'émettre » sur leurs terres, en y déversant alors leurs excédents de lisiers. Néanmoins, avec la charge prescrite à ne pas dépasser à l'hectare (charge jugée inoffensive pour l'environnement), l'Europe a finalement créé et accepté le seul échange de droits d'émissions *non polluantes* – ou encore autorisé la cession des capacités d'assimilation écologique du milieu (en l'occurrence ici des sols) –, plutôt qu'elle n'a donné la capacité aux uns de *polluer réellement* chez les autres. La création de marchés de droits aux États-Unis relève d'une philosophie différente comme nous allons le voir, dans la mesure où elle autorise vraiment l'échange de *droits à polluer*, avec les risques qui y sont associés.

## Le cas des marchés explicites de droits d'émissions polluantes aux États-Unis

- 9 Appliqué à des pollutions en grande partie agricoles, et dans le cas précis d'origine culturale, le principe des marchés de droits d'émission tels qu'ils ont été expérimentés aux États-Unis a été de mettre aux prises deux types d'émetteurs, responsables des mêmes pollutions, aux mêmes lieux, mais à des degrés divers : des émetteurs clairement identifiés (des stations d'épuration par exemple) et des émetteurs collectivement mais non individuellement identifiés (des exploitations). L'idée de cette confrontation est partie d'un constat simple : en général, les coûts de dépollution des firmes sont plus élevés que ceux des exploitations. Dans le premier cas, des aménagements lourds sont souvent nécessaires. Dans le second, il s'agit surtout de changer de pratiques : réduire et mieux répartir la fertilisation et l'irrigation, changer d'assolement, toutes mesures représentant des coûts faibles (USEPA, 1996), et laissant de fait poindre l'opportunité d'échanges mutuellement bénéfiques entre émetteurs. Les firmes achètent donc tout ou partie de leurs droits aux exploitants et font ainsi face à une dépense qui reste inférieure à ce qu'impliquerait un changement de technologie. À l'inverse, les exploitants qui cèdent leurs droits reçoivent en contrepartie les moyens qui leur permettent de couvrir les dépenses de dépollution à engager, du montant correspondant aux droits cédés. En transférant ainsi l'effort de dépollution des firmes aux exploitations agricoles – dont les coûts de dépollution sont inférieurs –, l'échange permettrait d'obtenir une économie de coût total tout en parvenant à une réduction de la pollution globale, du montant induit par le niveau limité de droits initialement alloués ou mis aux enchères par rapport à un régime de *laisser faire*. Tel est schématiquement le principe de ces programmes d'échange dont l'objectif ultime est bien la réduction des coûts.
- 10 Il y a toutefois une difficulté propre à cet échange firmes/exploitations. Les bonnes pratiques que doivent suivre les exploitants pour faire face à leurs engagements demeurent entachées d'aléas. Selon les conditions climatiques, leur adoption donnera des résultats contrastés. De plus, si l'aléa des résultats tient pour partie à des éléments externes à la gestion de l'agriculteur (climat par exemple), cela peut aussi provenir d'une conformité insuffisante des agriculteurs en la matière : défection possible due à l'impossibilité de savoir ce qu'ils font vraiment<sup>11</sup>. De fait, pour inciter les parties, en particulier les firmes, à prendre part à l'échange alors que plane une incertitude forte sur l'effectivité et le résultat à attendre de l'adoption de meilleures pratiques agricoles, les programmes ont défini des ratios d'échange «  $N$  contre 1 », notés  $N:1$ , qui fonctionnent comme suit. Pour qu'un émetteur (un industriel ou une station d'épuration par exemple) acquière auprès d'un vendeur (un agriculteur) le droit d'émettre une unité de polluant en plus, soit pour qu'il puisse lui transférer un effort de dépollution d'une unité supplémentaire, il faut qu'il lui achète non pas une unité (un permis), mais  $N > 1$ . Le ratio  $N:1$  joue en quelque sorte le rôle de « marge de sécurité » et le choix de  $N$  est donc important. Il devrait augmenter avec le risque de résultat mitigé de telle ou telle pratique, ainsi que dans les zones à variabilité climatique forte (Malik, Letson et Crutchfield, 1993). Dans l'absolu, il devrait implicitement tenir compte du degré de resquille attendue des agents,  $N$  reflétant alors l'incertitude du résultat des actions de dépollution au niveau agricole, qu'elle soit d'origine humaine (aléa moral) et/ou extérieure (aléas naturels). Ainsi,  $N$  devrait augmenter selon que telle ou telle pratique produit des résultats plus ou moins bons pour des raisons intrinsèques, mais aussi parce



que la probabilité de resquille augmente si la technique est controversée et/ou les conditions climatiques plus variables.

- 11 Il y a néanmoins une limite économique à l'augmentation de  $N$ . Elle représente autant de coûts supplémentaires pour les acheteurs de droits qui viennent contrebalancer la possibilité d'augmenter la « marge de sécurité ». Les autorités ont alors un arbitrage à faire puisque le ratio doit être sûr au plan environnemental mais rester *incitatif* au plan économique (Bartfeld, 1993). Ce problème de « calibrage » du bon ratio renvoie à celui situé en amont de la collecte d'informations à plusieurs niveaux pour accroître la fiabilité des mesures à préconiser aux agriculteurs en contrepartie de la vente de leurs droits. Il convient si possible de simuler les niveaux moyens de dépollution attendus de l'adoption de telle pratique à tel endroit pour telle culture (Jarvie et Solomon, 1998)<sup>12</sup>. Enfin, comme préconiser telle ou telle pratique n'implique pas qu'elle sera naturellement suivie, les autorités devront mettre en place un système de contrôle. Ces éléments représentent autant de coûts qui s'ajoutent à ceux de conseil et de transaction, et qui viennent contrebalancer l'intérêt théorique des marchés de droits dans le cas des pollutions diffuses de l'eau. Nous y reviendrons dans la dernière section, en proposant une synthèse des éléments plaidant en faveur ou en défaveur de cette solution. Mais au préalable, donnons deux exemples de marchés tels qu'ils ont été expérimentés aux États-Unis.

## Deux exemples réussis de marchés des permis d'émission aux États-Unis

- 12 Sur trente-sept programmes ou projets de création de marchés de droits recensés en 1999 aux États-Unis, onze seulement étaient en application (USEPA, 1999). De surcroît, tous ne concernaient pas des pollutions diffuses et quand tel était le cas, seul un petit nombre bénéficiait de l'ancienneté suffisante pour en dresser le bilan. Nous ne présenterons donc que deux de ces programmes, utiles pour illustrer la façon dont ils fonctionnent concrètement, en notant enfin que leur succès apparent ne doit pas masquer le bilan jusqu'alors globalement mitigé des marchés de permis appliqués aux pollutions diffuses de l'eau (Woodward, 2003). Ainsi, nous verrons dans un premier temps le dispositif relatif au bassin de la rivière Tar-Palmico en Caroline du Nord, programme ayant impliqué pour partie des agriculteurs. Puis, dans un second temps, nous nous arrêterons plus longuement sur le programme du Lac Dillon au Colorado, afin de voir, dans les faits, comment fonctionne précisément ce type de marché qui impliquait ici des ménages dans le cadre d'une pollution phosphatée pour partie domestique. Enfin, précisons que si les pollutions mentionnées dans les exemples suivants concernaient respectivement une rivière et un lac, donc des eaux superficielles, elles résultaient toutefois des émissions d'un nombre conséquent d'acteurs à l'échelle du bassin versant de ces deux actifs. Aussi, en fait de pollution affectant *a priori* uniquement des eaux superficielles (respectivement très et moins renouvelables), il faut comprendre que ces pollutions concernaient, et donc impliquaient, les acteurs de tout l'hydro-système local supportant ces deux actifs. Le fait que cette pollution les ait donc prioritairement touchés de façon « visible » ou « tangible », par effet de concentration en aval du bassin, n'enlève rien au fait que la pollution concernait en fait tout l'hydro-système drainant, que les eaux polluées aient rejoint ces ressources directement, par ruissellement, ou qu'elles aient pour partie transité par les aquifères les soutenant.

## Le programme du bassin de la rivière Tar-Pamlico (Caroline du Nord)

- 13 Relatif à une pollution aux phosphates et aux nitrates, il a débuté en 1990 en mettant aux prises des pollueurs identifiés avec des pollueurs « diffus », autorisés à échanger entre eux. La pollution aux phosphates était aux deux-tiers diffuse, provenait des stations d'épuration pour un quart et le reste était d'origine diverse. Celle aux nitrates, à 83 % diffuse, était essentiellement d'origine agricole. Jugées alors excessives, de nouvelles normes d'émission furent établies. Néanmoins, l'évaluation du coût de mise en conformité des stations avec ces recommandations fut considérée comme trop élevée par douze d'entre elles, qui se réunirent alors en association pour créer, avec les autorités, un marché de permis devant associer les pollueurs diffus<sup>13</sup>. Lors de la première phase du dispositif (1990-94), l'objectif affiché pour l'horizon 2004 fut de réduire les nutriments de 200 tonnes à l'échelle du bassin versant. Les permis alloués en conséquence se répartissaient de la façon suivante : 90 % pour les nitrates, 10 % pour les phosphates. Les stations pouvaient soit s'échanger des crédits d'émission, soit en acheter aux émetteurs diffus pour qu'ils mettent en place des mesures de dépollution – de meilleures pratiques agricoles –, suivant le ratio d'échange 3 contre 1. Enfin, les membres de l'association des stations consentaient à payer 56 \$/kg de fertilisants utilisés au-delà de la limite imposée par leur allocation initiale – prix à considérer par conséquent comme celui d'un permis de polluer –, les membres extérieurs devant s'acquitter, eux, d'un prix de 62 \$ pour ce même droit. Au plan financier, ce programme fût très positif. L'autorisation accordée aux émetteurs identifiés de reporter leurs efforts de dépollution sur les pollueurs diffus, moyennant paiement et malgré le ratio 3 contre 1, permit de faire une économie de 75 à 90 % du coût qu'auraient sinon dû supporter les stations d'épuration. Au plan environnemental, notamment grâce au ratio d'échange ou de sécurité, cela fût également considéré comme un succès. Ainsi, dans sa première phase, les limites de pollution fixées par le nombre de permis auraient non seulement été respectées, mais plus encore, la baisse de pollution aurait dépassé celle visée (Jarvie et Solomon, 1998).

## Le programme du lac Dillon (Colorado)

- 14 Lié à une pollution aux phosphates, ce programme a commencé en 1984. C'est la deuxième plus vieille expérience d'échange entre émetteurs individuellement et collectivement identifiés ou diffus, également autorisés à échanger entre eux. Elle est partie du constat fait par les autorités locales en 1980 d'une augmentation préoccupante des phosphates dans les eaux du lac, alors qu'il connaissait un engouement touristique croissant. De fait, dès 1982, une limite maximale à la concentration des effluents phosphatés fut fixée et avec, une décharge maximale autorisée. À la même époque, lors de la réforme du système national américain des permis relatifs à l'élimination des décharges en polluants, les autorités décidèrent de répartir la charge maximale entre quatre émetteurs identifiés, à savoir des stations d'épuration municipales. Deux ans après, la Commission d'Etat de Contrôle de la qualité des eaux lança une initiative intéressante en autorisant les stations d'épuration à accroître leurs émissions à la condition expresse qu'elles soutiennent les initiatives d'émetteurs diffus à réduire les leurs.
- 15 En clair, elles pouvaient désormais acheter leurs droits et polluer ainsi davantage, mais elles devaient alors faire des efforts de réduction de leurs émissions d'un montant égal

aux droits cédés. L'objectif de ce programme était double : permettre le développement de la région tout en préservant l'environnement. Exposons quelles en étaient les dispositions, avant d'en passer au déroulement et au bilan de programme dans l'encadré ci-contre.

## Dispositions relatives au programme d'échange du Lac Dillon

<b>1. Interdiction d'échanger des permis entre émetteurs identifiés</b>
Objectif : impliquer les émetteurs diffus dont les coûts de réduction de la pollution sont plus faibles. Impacts :
– augmente la demande de permis adressée aux émetteurs diffus (seuls à pouvoir en vendre), avec la part d'aléa supérieure que représente un transfert de l'effort de dépollution vers ces derniers.
– accroît les coûts de dépollution des sources identifiées car en cas d'adoption de technologies propres, elles ne peuvent céder leurs surplus de crédits (les sources diffuses ne pouvant, elles, les absorber).
<b>2. Interdiction de conserver les permis en tant que créances d'émission</b>
Objectif : éviter que trop d'émetteurs diffus ne stockent leurs titres en vue d'échanges plus opportuns (ou pour spéculer), au risque, (1), que la pollution autorisée soit dépassée à telle période, et (2), qu'on compromette le développement de ceux ayant besoin de titres.
Impact : retarde l'adoption de technologies moins polluantes par ceux des pollueurs diffus qui seraient tentés de le faire. Faute de pouvoir cumuler leurs crédits d'émission pour les céder au moment le plus opportun, ils sont davantage conduits à les utiliser, donc à ne pas dépolluer. Cependant, si ne pas pouvoir dégager de créances d'émission représente le risque, faute de souplesse, que tous les permis soient utilisés à chaque fois, cela signifie aussi que les autres émetteurs, privés de la possibilité d'acquérir des permis, devront faire un effort de dépollution. Il s'agit donc ici surtout d'un problème de coût, accru par la privation d'échanges bénéfiques.
<b>3. Fixation du ratio d'échange à « 2 contre 1 »</b>
Objectif : augmenter la probabilité de succès environnemental du programme (marge de sécurité). Impact : crée cependant un différentiel entre acheteurs et vendeurs qui réduit l'efficacité du marché. L'augmentation de la marge de sécurité via le ratio 2 : 1 renchérit le prix des permis et distord l'échange en réduisant la demande.
<b>4. Fixation de taux de crédit standardisés pour les fosses septiques</b>
Objectif : limiter les investigations et les coûts associés en pratiquant des taux de fait uniformes.
Impacts :
– ignore la variabilité des niveaux de réduction de la pollution et conduit selon les cas soit à dépasser les objectifs, soit à faire moins bien.
– réduit les coûts de transaction du dispositif.

Source : adapté de Woodward (2003)

- 16 Les deux premiers points du dispositif, dont les objectifs sont compréhensibles, dissuadèrent les sources individuellement identifiées d'engager des dépenses de

dépollution. En revanche, le dernier point – relatif à la standardisation des taux de crédit accordés aux habitations équipées de fosses septiques –, aurait encouragé l'échange et facilité le succès du programme dans sa seconde phase (*cf. infra*). En effet, la pollution aux phosphates était à l'époque principalement due aux fosses septiques, sources dont il était difficile de mesurer le niveau précis auquel chacune y contribuait. Aussi, bien qu'il fût également impossible d'évaluer la réduction de charge *exacte* qu'aurait induit, pour chacune, la mise en place d'un système de traitement individuel ou d'un raccordement au réseau public de récupération des eaux, des études du début des années 1990 montraient qu'une réduction forte de la pollution était attendue à ce niveau. En effet, un foyer de quatre personnes induisait *en moyenne* l'émission d'une livre de phosphates par an, standard sur lequel allait désormais s'organiser l'échange, limitant de fait les coûts de transaction du programme. Quel fût alors son déroulement, étant entendu qu'il ne connut qu'un succès tardif ? Il faut distinguer ici deux périodes.

### La période 1984-1999

- 17 Cette période fût marquée par une absence d'échanges pour deux raisons. La première teint à un défaut de demande de la part des stations d'épuration. En effet, suite à l'étude de 1982 qui les mit en cause et après que leur fût imposée une décharge maximale répartie entre elles, elles firent des efforts de dépollution qui leur permirent de réduire de 86 % leurs émissions de 1991 par rapport à 1981. Etant ainsi parvenues à un niveau bien en deçà de la limite fixée, elles n'eurent pas besoin de faire appel au marché. L'absence de rareté résultant d'une demande nulle à court terme n'aurait en rien enlevé l'intérêt qu'elles auraient pu trouver à l'échange si le programme les avait autorisées : (i) à stocker des crédits d'émission suite à l'adoption de technologies propres, et/ou (ii) à s'échanger des droits (Woodward, 2003). Ainsi, si le régulateur semblait acquis à l'idée que le marché pouvait permettre d'atteindre des objectifs environnementaux à coût réduit, la précaution avec laquelle il procéda (du reste compréhensible), ota trop de souplesse au système. La période 1984–1999 fut donc marquée par un échec du marché, et dans une moindre mesure, du contrôle de la pollution. En effet, si les stations réduisirent considérablement leurs émissions, l'exclusion des pollueurs diffus, faute de demande, conduisit, en 1998, à un taux de pollution seulement 15 à 20 % inférieur à la limite autorisée. C'était insuffisant selon une étude de 1995 qui laissait entendre que la pollution d'origine domestique devait tripler au terme du développement régional attendu.

### La période de l'après-1999

- 18 Jusqu'en 1999, aucun échange n'eut lieu. Ce n'est qu'à partir de 1997 qu'une demande émergea, quand une société de tourisme (*Intrawest*) racheta une station de sports d'hiver (*Copper Mountain*), pour y construire un centre de vacances de 1 000 résidences et 7 400 m<sup>2</sup> de commerces. Or, la charge en phosphates attendue d'un tel projet (40 livres/an) dépassait celle accordée à *Copper Mountain*. Sans l'achat de permis, *Intrawest* aurait alors eu des difficultés pour le réaliser. Comme le programme interdisait les échanges entre émetteurs identifiés, la compagnie se tourna donc vers les pollueurs diffus pour y trouver un projet de réduction des émissions de 80 livres/an, au ratio 2 contre 1. Un premier projet, proposé par un district représentant des ménages, consistait à financer la pose d'un réseau de récupération des eaux dans le cadre de la construction d'un lotissement. Estimé à 2 millions de dollars, il fut rejeté par *Intrawest* qui préféra un second projet,

émanant d'un autre district, évalué au quart du précédent. Il s'agissait de subventionner, à hauteur de 6 000 \$ par habitation, les ménages qui installeraient un système de traitement des eaux individuel, une connexion au réseau municipal étant, elle, évaluée entre 11 et 16 000 \$ minimum. Après sollicitation des habitants, pour connaître lesquels accepteraient de céder leur droit – 1 livre/an –, l'objectif fût atteint : 80 ménages se déclarèrent prêts à l'échange, moyennant financement de leur installation. La mise en concurrence des districts fut donc bénéfique à toutes les parties. *Intrawest* remplit ses obligations en finançant un projet de réduction de la pollution diffuse de 80 livres/an. De plus, comme cette obligation procédait d'un ratio 2 contre 1 en raison du caractère diffus de la pollution domestique, la dépollution aurait été supérieure à l'engagement théorique, qui n'était que de moitié. Enfin, au plan financier, *Intrawest* n'eut à payer que 500 000 \$ et non les 2 millions associés au premier projet.

- 19 Néanmoins, si le bilan semble bien positif, il reste que le succès du programme n'est apparu que tardivement (16 ans après son entrée en vigueur) et qu'il doit beaucoup au hasard. Il fallut en effet un événement « favorable » (l'arrivée d'une nouvelle source d'émission) pour donner lieu au premier échange. Quant aux émetteurs historiques – les stations d'épuration auxquelles le programme s'adressait en premier –, ils n'ont pas usé de cette opportunité d'échange. Mieux, ils ont fait plus que ce qui leur était assigné, témoin de ce que leur objectif prioritaire n'était peut-être pas de minimiser leurs coûts, mais de s'engager civiquement dans la lutte contre la pollution. De fait, le premier enseignement à tirer de ces expériences, c'est qu'à défaut de donner lieu à des échanges actifs, les marchés de permis appliqués à la régulation des pollutions diffuses semblent surtout offrir aux émetteurs une alternative supplémentaire pour atteindre un objectif donné. Reste alors à savoir si les bénéfices attendus de la mise en œuvre de – et donc de telles opportunités d'échange –, emportent sur les difficultés qui leurs sont associées. C'est notamment ce à quoi nous allons nous intéresser désormais.

## Conditions du succès d'un marché des permis appliqués aux pollutions diffuses de l'eau

- 20 Les conditions de réussite de la création d'un marché des permis dans le cas des pollutions diffuses de l'eau sont en tout état de cause difficiles à réunir. Cela tient aux difficultés particulières que posent ces pollutions. À l'inverse des polluants atmosphériques, ceux de l'eau (en particulier souterraine) sont rarement uniformément dispersés. La concentration et les zones de pollution changent dans le temps et l'espace et le risque que soit impliqué un nombre insuffisant d'émetteurs est alors élevé. Par ailleurs, les effets environnementaux de certains polluants varient fortement avec la distance à leur lieu de décharge. Certains ont un effet nocif à la source qui s'annule ensuite.
- 21 Recourir à un marché des permis et autoriser certains émetteurs à reporter leurs efforts sur d'autres moyennant l'achat de leurs titres peut alors poser problème. En effet, le marché et les ré-allocations de titres qu'il induit par des arbitrages purement économiques ignore les effets socio-environnementaux qui y sont associés. Dans le cas de substances nocives, il apparaît alors inconcevable de permettre aux émetteurs de dépasser leurs niveaux d'émission actuels par le biais du marché. Il s'applique donc mieux à des polluants dont les effets ne se ressentent fortement qu'après lente accumulation dans le milieu plutôt qu'à des pollutions aux effets instantanés, donc localisés. De même,

il s'applique mieux à des polluants répartis de façon homogène sur une aire géographique ou dans un milieu donné. De ce point de vue, si sur la base des expériences que nous avons vues il semble que les pollutions nitriques et phosphatées se prêtent assez bien à la création de tels marchés, il convient toutefois de soulever qu'il subsiste des risques à autoriser l'échange de droits entre émetteurs de ces polluants. En effet, il n'est pas exclu qu'au termes d'échanges nourris entre des émetteurs individuellement identifiés (des stations d'épuration par exemple) et des émetteurs diffus (des ménages ou des agriculteurs), certains des premiers se retrouvent à concentrer en leurs mains des volumes de titres très élevés et qu'alors, compte tenu de la permission qu'ils auraient ainsi de rejeter des volumes considérables dans les eaux superficielles (lacs, rivières), ils finissent par provoquer à tel ou tel endroit des « points noirs » de contamination. En clair, à la solution du problème de la pollution diffuse des eaux souterraines par les agriculteurs par exemple, grâce à l'adoption de « meilleures pratiques », on pourrait voir, dans certains cas, se substituer une contamination locale accrue des eaux superficielles, en raison de l'achat massif de titres par un ou quelques trop rares émetteurs identifiés. Il convient donc que les polluants concernent une zone géographique suffisamment importante et impliquent de nombreux acteurs (notamment s'agissant des pollueurs individuellement identifiés) pour qu'*in fine* la concentration des polluants dans le milieu (en particulier les eaux de surface) soit répartie de façon homogène ou encore localement peu élevée<sup>14</sup>. Enfin, parce que les pollutions diffuses mettent en cause un grand nombre d'émetteurs sans qu'il soit possible de quantifier à un coût raisonnable à quelle hauteur chacun y contribue, les programmes d'échange ne peuvent viser qu'un objectif de baisse uniforme de la charge d'émission, par exemple à travers l'adoption de « meilleures pratiques » quand il s'agit de pollutions agricoles. Le cas échéant, trois types de problèmes subsistent (USDA, 1999) :

- Les coûts de mise en application, et implicitement de surveillance ou de contrôle, peuvent se révéler élevés. En effet, dès lors qu'on est en situation d'information imparfaite, on entre dans le champ des politiques de second rang où l'objectif des Autorités est d'obtenir un résultat environnemental au moindre coût pour la collectivité : coûts de dépollution privés bien sûr, mais aussi d'administration publique de la mesure. Or, de ce point de vue, la mise en œuvre des marchés de permis peut s'avérer très coûteuse, peut-être même la plus coûteuse des politiques de régulation des pollutions diffuses de l'eau (Kampas et White, 2004)<sup>15</sup> ;
- les prédictions de charges, et donc de décharges moyennes attendues, peuvent être coûteuses à évaluer et restent intrinsèquement imprécises ;
- Des conflits légaux peuvent survenir, liés à un éventuel décalage entre objectifs visés, basés sur des estimations, et réalité constatée *a posteriori* ; ceci compte tenu de dispositions légales votées par ailleurs, qui prescrivent des objectifs à atteindre et/ou des seuils à ne pas dépasser.

Ainsi, les marchés de permis appliqués à la pollution des eaux souterraines font face à plusieurs défis dans la mesure où ils impliquent différentes sources – diffuses/non diffuses –, et où les dommages associés varient généralement dans le temps et l'espace (Woodward, *op. cit.*). Il convient donc de s'attarder sur plusieurs éléments et conditions qu'il est préférable de remplir préalablement, avant de mettre en place un tel mode régulation entre émetteurs individuellement et collectivement identifiés. On présentera notamment les éléments suivants en les groupant par objet d'attention, étant entendu qu'à défaut de garantir le succès d'un marché des permis, ils en augmentent la probabilité.

## 22 Les polluants

– Avoir une durée de résilience dans l'eau élevée (Bartfeld, 1993 ; Woodward, 2003).

## 23 Les émetteurs (individuellement et collectivement identifiés) :

– Être localisés sur le même bassin hydrographique et contribuer chacun significativement à la même pollution, au risque que les uns soient dans l'incapacité d'acheter/céder assez de droits aux autres, et que le marché souffre alors d'un problème de liquidité (Bartfeld, 1993) ;

– être nombreux *ensemble* – sans quoi le marché souffrira là encore d'un problème de liquidité et donc de détermination du prix –, ainsi qu'*au sein de chaque groupe*, au risque d'un marché manipulé (Hahn, 1984 ; Sartzetakis, 1996 ; Van Egteren et Weber, 1996).

## 24 Les objectifs

– Améliorer la qualité de l'eau et non pérenniser une situation à moindre coût (USEPA, 1996 ; Jarvie et Solomon, 1998). Rappelons ici que la pollution étant diffuse et non ponctuelle, elle concerne toute une zone rurale et donc tout un hydrosystème local, par les différents liens existants entre eaux souterraines et superficielles. Si le but est donc parfois de réduire la pollution d'un lac ou d'une rivière, c'est en fait au niveau de tout l'hydrosystème qu'il faut intervenir. Les objectifs de qualité affichés doivent ainsi concerner tout autant les aquifères que les eaux de surfaces et les mesures de qualité être prises en différents points de captage sur tout le réseau hydrographique : prélèvements dans les nappes et rivières<sup>16</sup> ;

– être réalistes et non re-négociables (Young et Karkoski, 2000).

## 25 Les moyens techniques et institutionnels

– Afficher une grande détermination et prévoir les dispositions requises en cas de manquement à l'objectif, au besoin mettre fin au contrat (Young et Karkoski, *op. cit.*) ;

– évaluer les bénéfices du dispositif pour la communauté des émetteurs, afin de les inciter à y participer (Jarvie et Solomon, 1998).

## 26 Prévoir le cas échéant un soutien technique pour les émetteurs diffus (Jarvie et Solomon, *op. cit.*) ;

– montrer que les écarts de coûts de dépollution entre émetteurs diffus et identifiés sont élevés, les incitations économiques devant être fortes pour ces derniers (Jarvie et Solomon, *op. cit.*) ;

– avoir un système de mesure adéquat au suivi et au contrôle de la pollution, afin de suivre le bon déroulement du processus (Young et Karkoski, *op. cit.*) ;

– disposer de mécanismes légaux et de structures institutionnelles adaptées (Young et Karkoski, *op. cit.*) ;

– garantir notamment, dans ce type d'échanges où interagissent émetteurs identifiés et diffus, avec l'idée implicite d'achats des premiers aux seconds, que si ces derniers ne parviennent pas à la dépollution escomptée (compte tenu des aléas qui la caractérisent), on ne fera pas porter aux premiers la responsabilité de cet échec. Donc, dédouaner les émetteurs identifiés – firmes et/ou stations d'épuration – de toute responsabilité, en cas de résultats insuffisants des émetteurs diffus (Jarvie et Solomon, *op. cit.*).

## 27 Au terme de cette liste essentielle (mais non exhaustive) de conditions à réunir et d'éléments à mettre en œuvre pour accroître la probabilité de succès d'un marché de droits d'émission en matière de pollution de l'eau, on mesure qu'il n'est pas certain que de tels programmes débouchent toujours sur les résultats escomptés. On tient en tout cas



une explication au fait que dans de nombreux cas le bilan s'est révélé mitigé (Woodward, 2003) et que les expériences réussies du lac Dillon ou encore de la rivière Tar-Palmico relèvent pour l'heure davantage de l'exception que de la règle générale. Si l'on maintient toutefois l'idée de généraliser ces programmes d'échange de droits en matière de pollution diffuse, alors c'est peut-être dans leur combinaison avec d'autres dispositifs que l'on peut espérer trouver les clés d'une réussite plus régulière<sup>17</sup> Plusieurs cas de figure peuvent ainsi être envisagés, comme cela est suggéré dans la littérature récente sur le sujet<sup>18</sup> :

- coupler les marchés à une taxe sur les titres « dormants », afin d'inciter les pollueurs diffus à l'échange, tout en évitant le risque que représente, quand cela est permis, le stockage de titres par les pollueurs identifiés (peu nombreux, plus gros), aussi bien pour l'environnement (risque de charges erratiques sur le milieu) que pour la stabilité du marché (spéculation) ;

- coupler les marchés à des standards technologiques (ou guides des meilleures pratiques) et caler alors l'émission périodique et révisable de titres sur ces derniers de façon à en inciter l'adoption rapide et systématique. L'idée est en quelque sorte de « forcer » un peu l'adoption des standards ou meilleures pratiques du moment en donnant une forme de prime ou encore de rétribution implicite à ceux qui adoptent le plus vite ces standards, grâce à un pouvoir de cession de leurs titres alors accru sur un marché *ipso facto* plus liquide. En effet, plutôt que d'allouer, comme c'est souvent le cas, des titres « à l'ancienneté »<sup>19</sup>, en espérant alors que certains adopteront d'eux-mêmes les meilleures pratiques moyennant la cession de leurs titres à ceux qui font un raisonnement inverse, l'objectif serait ici de forcer cette adoption en adossant les allocations de titres sur les meilleures pratiques du moment. Ainsi, quiconque aurait (par anticipation) adopté la meilleure pratique au moment de l'allocation périodique de permis trouverait un marché mécaniquement stimulé et donc un moyen plus sûr d'amortir rapidement sa conversion technique. Puisqu'en basant l'allocation de titres sur les meilleures pratiques du moment, ces dernières rendraient obsolètes les techniques et pratiques moins performantes, et avec, réduiraient l'allocation de titres des émetteurs demeurés aux anciens régimes d'émission correspondant à ces pratiques. Le marché en serait ainsi stimulé et les opportunités d'échange, mutuellement bénéfiques, augmentées.

## Conclusion

- 28 Les marchés appliqués à la pollution diffuse tels qu'ils ont été expérimentés aux États-Unis semblent être un moyen *pragmatique* d'atteindre un objectif environnemental donné à coût réduit. L'option ainsi offerte aux émetteurs d'échanger des droits, dans l'éventualité où ils le jugeraient opportuns, est un avantage économique certain et est assurément un point positif à mettre au crédit des marchés de permis. Pourtant, il n'est pas sûr qu'ils reçoivent partout l'accueil qui leur a été fait aux États-Unis, moins pour des raisons d'acceptabilité sociale des parties impliquées, que pour des raisons plus générales de faisabilité politique. En effet, au-delà de savoir si les marchés de permis appliqués aux pollutions diffuses ont, ou non, et sous quelles conditions, des raisons techniques de bien fonctionner, il faut encore s'interroger sur la question de leur acceptabilité sociale et, le cas échéant, de la signification à lui donner. Si la situation semble limpide à ce niveau, elle l'est en fait beaucoup moins au plan de ses implications politiques. En effet, en accordant des droits aux émetteurs diffus et en les autorisant à les céder aux émetteurs

identifiés, les marchés font à la fois le jeu des derniers – qui peuvent ainsi accroître leurs émissions au lieu d'engager des processus de dépollution plus coûteux –, en même temps qu'ils offrent aux premiers – habituellement peu enclins au changement technique pour diverses raisons (Nowak, 1991) –, l'opportunité d'adopter de meilleures pratiques, aux coûts alors couverts par la vente de leurs droits. Si l'assentiment général semble acquis, il faut concéder que la question de la responsabilité des émetteurs en tant que telle s'efface ici devant celle de l'efficacité et avec, devant l'acceptabilité du dispositif obtenue au terme d'un échange gagnant-gagnant. Le problème de la responsabilité des acteurs, habituellement au centre de la question de l'allocation initiale des droits entre parties, est en effet évacué, relégué au second plan dès lors que toutes semblent avoir à y gagner. Compte tenu des problèmes éthiques et, par suite, politiques que cela peut poser, on tient ici une explication possible à la résistance encore forte – notamment en France –, à l'idée que la pollution soit reconnue comme un droit et, bien plus, qu'elle puisse finalement s'échanger sur un marché. En effet, cette question du *droit et de l'échange de droits à polluer* renvoyant en amont à l'idée que l'on se fait de la responsabilité des acteurs impliqués, il est probable que si celles-ci ne sont pas clairement définies mais apparaissent comme le produit d'un arbitrage économique, alors la mesure restera politiquement difficile à faire passer. De ce point de vue, les marchés implicites de droits d'émissions non polluantes, tels que l'Europe en a indirectement fait la promotion à travers l'autorisation de mise en œuvre de marchés de l'épandage, semblent mieux correspondre aux attentes des Européens et notamment des Français quand on touche au domaine sensible de la régulation, certes efficace mais également éthique, des pollutions. Nous réservons à des recherches ultérieures le soin de vérifier le poids de cette assertion. n

---

## BIBLIOGRAPHIE

Bartfeld. Point-Nonpoint Source Trading : Looking Beyond Potential Cost Savings. *Environmental Law*, 1993, 43(23), p. 43-106.

Cochard. Régulation de la pollution diffuse : études expérimentales de l'efficacité des instruments fiscaux. Thèse de Doctorat en Sciences Economiques, Université Strasbourg 1, 2003.

Chambers et Quiggin. Non-Point Source Pollution Regulation as a Multi-Task Principal-Agent Problem. *Journal of Public Economics*, 1996, 59, p. 95-116.

Dales. *Pollution, Property, and Prices : An Essay in Policy-making and Economics*. University of Toronto Press, 1968, 111 p.

Eiswerth. *Regulatory/Economic Instruments for Agricultural Pollution : Accounting for Input Substitution*. In Russell et Shogren (Eds), "Theory, Modeling, and Experience in the Management of Nonpoint-Source Pollution", Kluwer Academic Publishers, Boston, 1993.

Griffin et Bromley. *Agricultural Runoff as a Nonpoint Externality : A Theoretical Development*. *American Journal of Agricultural Economics*, 1982, 64, p. 547-552.

Hahn. *Market Power and Transferable Property Rights*. *Quarterly Journal of Economics*, 1984, p. 753-765.

- Hahn. Economic Prescriptions for Environmental Problems : How the Patient Followed the Doctor's Orders. *Journal of Economic Perspectives*, 1989, 3(2), p. 95-114.
- Hopkins, Schnitkey et Tweeten. *Impacts of Nitrogen Control Policies on Crop and Livestock Farms at Two Ohio Farm Sites*. *Review of Agricultural Economics*, 1996, 18, p. 311-324.
- Jarvie et Solomon. *Point-NonPoint Effluent Trading in Watersheds : A review and Critique*. *Environmental Impact Assessment Review*, 1998, 18, p. 135-157.
- Jayet et Bontems. Régulation multifacteurs : gel de terres et mesure agri-environnementale de réduction d'intrants. Inra, *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, 1996, 39/40, p. 94-114.
- Kampas et White. Administrative Costs and Instrument Choice for Stochastic Non-Point Source Pollutants. *Environmental and Resources Economics*, 2004, 27, p. 109-133.
- Kraemer et Banholzer. *Tradable Permits in Water Resource Management and Water Pollution Control*. In OECD Proceedings "Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection", Paris, 1999, 252 p., chapter IV, p. 75-107.
- Kramer, Kampa et Interviews. *The Role of Tradable Permits in Water Pollution Control*. Document préparé pour le Séminaire technique sur « La faisabilité de l'application des marchés de permis appliqués à la gestion de l'eau au Chili », Santiago du Chili, 13 et 14 novembre 2003, Ecologic, Bruxelles.
- Le Goffe et Vermersch. Le marché de l'épandage peut-il réduire le coût de la résorption des excédents d'azote ? *Economie Rurale*, 2004, 279, p. 20-32.
- Le Roch et Mollard. *Les instruments économiques de réduction de la pollution diffuse en agriculture*. Inra, *Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales*, 1996, 39/40, p. 64-92.
- Mahé et Ortalo-Magné. CAP and the Countryside. Proposals for Food Production and the Rural Environment. *Economic Policy*, 1999, 28, p. 88-131.
- Malik, Letson et Crutchfield. *Point/Nonpoint Source Trading of Polluting Abatement : Choosing the Right Trading Ratio*. *American Journal of Agricultural Economics*, 1993, 75, p. 959-967.
- Mariotti. *Nitrate : un polluant de longue durée*. *Pour la Science*, 1998, 249, p. 60-65.
- Nowak. Why Farmers Adopt Production Technology ? In *Crop Residue Management for Conservation*, Actes de la Conférence Nationale de la Soil and Water Conservation Society 1991.
- O'Neil, Martin, Moore et Joeres. *Transferable Discharge Permits and Economic Efficiency : The Fox River*. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1983, 10, p. 346-355.
- Rainelli et Vermersch. Gestion foncière des excédents azotés et marché implicite de droits : application aux élevages intensifs. *Economie et Prévision*, 2000, 143/144 (2-3), p. 91-100.
- Ribaudo, Heimlich et Peters. *Nitrogen Sources and Gulf Hypoxia : Potential for Point-Nonpoint Trading*. Economic Research Service, Washington, 1998, présenté aux Rencontres annuelles de l'American Agricultural Economics Association, Salt Lake City, 1998.
- Robert et Spence. *Effluent Charges and Licences Under Uncertainty*. *Journal of Public Economics*, 1976, 5, p. 193-208.
- Russell. A Note on the Efficiency Ranking of Two Second-Best Policy Instruments for Pollution Control. *Journal of Environmental Economics and Management*, 1986, 13, p. 13-17.
- Sartzetakis. Power in the Emissions Permits Market and its Effects on Product Market Structure. *Nota di Lavoro della Fondazione Eni Enrico Mattei*, 1996, 96(59).

- Segerson. *Uncertainty and Incentives For Nonpoint Pollution Control*. Journal of Environmental Economics and Management, 1988, 15, p. 87-98.
- Shortle et Dunn. *The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies*. American Journal of Environmental Economics, 1986, 68(3), p. 668-677.
- Shortle et Horan. *The Economic of Nonpoint Pollution Control*. Journal of Economic Surveys, 2001, 15 (3), p. 255-289.
- Taylor, Adams et Miller. *Farm-Level Response to Agricultural Effluent Control Strategies. The Case of the Willamette Valley*. Journal of Agricultural and Resources Economics, 1992, 17(1), p. 173-183.
- Shortle, Horan et Abler. *Research Issues in Nonpoint Pollution Control*. Environmental and Resources Economics, 1998, 11, p. 571-585.
- Spaeter et Verchère. Aléa moral et politiques d'audit optimales dans le cadre de la pollution d'origine agricole de l'eau. Inra, Cahiers d'Economie et de Sociologie Rurales, 2004, 71, p. 5-35.
- USDA. *Economics of Water Quality Protection From Nonpoint Sources : Theory and Practice*. Economic Research, Service du Département Américain à l'Agriculture US-DA-ERS, Rapport N° ERS/AER-782, signé Ribaud, Horan et Smith, 1999, 106 p.
- USEPA. *Draft Framework for Watershed-Based Trading*. Office de l'Eau à l'Agence américaine de protection de l'environnement, US-EPA-Office of Water, Rapport EPA 800-R-96-001, 1996, 141 p.-  
A Summary of U.S. Effluent Trading and Offset Projects. Environomics, 1999, 54 p. pour l'Agence américaine de protection de l'environnement.
- Van Egteren et Weber. *Marketable Permits, Market Power, and Cheating*. Journal of Environmental Economics and Management, 1996, 30, p. 161-173.
- Vukina et Wossink. Environmental Policies and Agricultural Land Values : Evidence from the Dutch Nutrient Quota System. Land Economics, 2000, 76(3), p. 413-429.
- Woodward. *Lessons about Effluent Trading from a Single Trade*. Review of Agricultural Economics, 2003, 25(1), p. 218-233.
- Young et Karkoski. Green Evolution : Are Economic Incentives the Next Step in Non-point Source Pollution Control ? Water Policy, 2000, 2, p. 151-173.

## NOTES

1. . Cette étude est issue d'une recherche post-doctorale intitulée « *Lutter contre la pollution diffuse de l'eau d'origine agricole en Alsace* » (2004, 142 p.), effectuée sous la direction de Sandrine Spaeter (BETA, Université Louis Pasteur de Strasbourg) et ayant reçu le soutien du Réseau Alsace de Laboratoires en Ingénierie et Sciences pour l'Environnement. Outre les quatre Universités d'Alsace, cette structure inscrite au Contrat de Plan Etat-Région implique le CNRS, l'INSU, le ministère de la Recherche et plusieurs Collectivités locales et territoriales : Région Alsace, Conseils Généraux des Haut et Bas-Rhin, Villes de Mulhouse et de Strasbourg, Communauté urbaine de Strasbourg.
2. . L'emploi de détergents peut par exemple conduire à des pollutions aux phosphates localement importantes.
3. . En effet, et bien qu'il faille y consacrer explicitement des moyens, il reste toutefois assez simple et donc peu coûteux d'évaluer les contributions des habitations rurales aux pollutions diffuses sur la base de différentes informations comme leurs consommations en eau et leurs achats de lessives et autres produits détergents.

4. . Les autorités ont des moyens bornés par les bénéfices attendus de l'acquisition de niveaux d'information plus fins. Une analyse coûts/avantages montrerait qu'il est inutile d'engager des moyens considérables pour acquérir une information très détaillée si le coût d'acquisition dépasse les bénéfices espérés d'un contrôle alors plus fiable de la pollution.
5. . Ajoutons que le modèle de Griffin et Bromley (1982) repose sur des hypothèses fortes : information parfaite sur la technologie des agriculteurs, absence d'incertitude liée aux variations climatiques et à la fonction d'émission.
6. . Ceci, en dépit de travaux expérimentaux qui montrent que face à un tel instrument les agents feraient les bons choix, de sorte qu'aucun ne serait alors pénalisé par la conjonction des actions de tous (Cochard, 2003).
7. . Nous opposons schématiquement culture/fertilisation à élevage/épandage pour distinguer deux cas de figure où les marchés de permis ont été mis en œuvre (explicitement ou implicitement) afin de remédier aux pollutions diffuses ; par les nitrates (davantage observée dans les régions de grandes cultures caractérisées par une sur-fertilisation régulière en azote minéral pour des raisons structurelles, comme en Alsace) et par les phosphates (davantage observée dans les régions d'élevage et d'épandage très intensifs, comme aux Pays-Bas ; cf. Vukina et Wossink, 2000). Pour autant, cette opposition n'enlève rien au fait : (i) qu'on cultive et donc qu'on fertilise aussi (notamment par épandage) dans les régions agricoles associant culture et élevage et, (ii) que ces régions mixtes sont de fait souvent concernées par ces deux pollutions (nitriques et phosphatées), celle aux phosphates étant toutefois également d'origine domestique et non seulement agricole.
8. . Cette comparaison Europe/États-Unis nous a utilement été recommandée par un rapporteur.
9. . Notons que si ces marchés sont envisagés ici pour la résorption des excédents d'azote dans le respect de la *Directive Nitrates*, il reste qu'ils œuvrent également depuis plusieurs années aux Pays-Bas dans le cas des phosphates liés aux élevages porcins (Vukina et Wossink, 2000). Ceci pourrait expliquer que la réglementation en préparation sur le phosphore, à travers ce qui sera peut-être la *Directive Phosphates*, devrait reprendre les mêmes principes que celle relative aux nitrates, comme nous l'indiquait un rapporteur.
10. . Se soustraire à l'achat de droits d'épandage par la location ou le rachat pur et simple de terres non saturées pose la question de savoir si cela ne crée pas des tensions haussières sur le marché des terres, en raison d'une offre nécessairement limitée. À titre d'exemple, en raison de contraintes à l'échange tout à fait compréhensibles d'un point de vue environnemental (cf. Mahé et Ortalo-Magné, 1999, page 107), l'effet de l'interdiction des échanges de quotas de phosphates entre régions peu et très concernées par cette pollution a conduit les agriculteurs néerlandais des régions très concernées à faire de la surenchère pour acquérir des terres non saturées, faisant paradoxalement grimper les prix des terres des régions pourtant les plus polluées (Vukina et Wossink, *op. cit.*).
11. . De ce point de vue, la situation apparaît plus complexe que s'agissant des pollutions diffuses liées à l'élevage et devrait inciter à la plus grande prudence. En effet, il est assez simple d'évaluer les quantités de lisiers produites par exploitation et avec, leurs besoins en épandage, qui rapportés à leur SAU permettent de connaître leurs besoins nets en surfaces (droits) d'épandage. De même, si elles adoptent des mesures de dépollution (traitement biologique du lisier déjà évoqué), on sait avec une grande précision quelle est la baisse de charge attendue sur le milieu. Les meilleures pratiques culturales sont à l'inverse plus aléatoires, dès lors, (i) que leur terrain d'expérimentation est directement la terre et, (ii) que le nouveau travail de la terre dépend du « bon vouloir » des exploitants, lequel reste moins tangible qu'un investissement visible dans une technologie de dépollution comme le traitement des lisiers.
12. . Mentionnons l'existence de telles simulations, comme l'une, très complète, concernant sur le potentiel de création d'un marché de permis dans la lutte contre la pollution nitrique du Golf du Mexique (Ribaudou, Heimlich et Peters, 1998).

13. . Une étude fit en effet ressortir qu'il existait à l'époque un rapport de 1 à 10 entre le coût unitaire de dépollution des émetteurs diffus et celui des stations d'épuration.

14. . Cette réflexion sur les risques de contaminations locales des eaux superficielles nous a utilement été suggérée par un rapporteur. À ce titre, ajoutons que dans les situations d'échanges de permis autorisés entre émetteurs diffus (et non seulement entre eux et ceux individuellement identifiés), on doit également prendre quelques précautions suivant les contextes locaux. En effet, comme nous l'a aussi fait valoir le rapporteur, dans certains contextes, et la Bretagne de ce point de vue en est un exemple ? en tout cas beaucoup plus que l'Alsace ou la Beauce qui disposent de très grands réservoirs phréatiques absorbant une part des effluents ? les émissions agricoles affectent d'abord les eaux de surface avant de gagner les eaux souterraines. Les risques qu'y apparaissent alors des « points noirs » de contamination dans les eaux de surface suite aux échanges entre émetteurs diffus ne devraient, le cas échéant, pas être ignorés ou négligés.

15. . En procédant, entre autres, à l'estimation empirique comparée de plusieurs mesures de lutte contre la pollution diffuse de l'eau à l'échelle d'une nappe du sud-ouest de l'Angleterre, ces auteurs mettent en évidence que les permis devraient se positionner au second rang (parmi sept instruments) en termes de coûts de mise en conformité privés, confirmant en cela leur efficacité économique, au sens étroit du terme. En revanche, ils tomberaient au dernier rang dès lors que l'on prendrait en compte les coûts administratifs qu'ils impliquent, démontrant leur faible efficacité administrative et, plus généralement, globale. Rapportés à l'hectare, ils seraient ainsi 5 fois plus chers qu'une taxe sur les engrais azotés (1<sup>re</sup>) et presque 4 fois plus chers qu'une taxe foncière (2<sup>e</sup> des instruments).

16. . Cette précision s'agissant des lieux où l'on peut mesurer la qualité de l'eau à l'échelle d'un aquifère et plus généralement d'un bassin-versant nous a été recommandée par un rapporteur. Ajoutons que le fait de porter une attention particulière aux eaux souterraines s'explique à la fois parce que les pollutions nitriques et phosphatées s'y accumulent et n'en ressortent que lentement, en raison du caractère faiblement renouvelable de ces ressources, et en même temps, parce que, de la même façon, les effets des mesures prises par les agriculteurs en contrepartie de la vente de leurs droits aux émetteurs identifiés ne se font sentir que longtemps après sur la qualité des nappes, en raison d'effets d'accumulation des polluants dans les sols. Ceci est une complication propre aux marchés de droits appliqués aux pollutions diffuses de l'eau en milieu rural, mais s'en tenir, en particulier là où les eaux souterraines sont importantes, à un seul suivi des eaux superficielles présenterait une image tronquée de la réalité et ne pourrait servir de base durable à un système de permis, à commencer par l'allocation des droits. Ce sentiment est renforcé par le fait que dans le cas plus simple de la pollution industrielle des rivières, aux sources bien localisées et numériquement moins nombreuses, les marchés doivent, pour espérer fonctionner, tenir compte de la variabilité quasi-quotidienne (en termes de température et de débit) de ce milieu moins stable (cf. O'Neil et al., 1983, à propos de la rivière Fox dans le Wisconsin).

17. . Notons que ce débat a été ouvert de longue date dans le cas des marchés d'émission entre émetteurs individuellement identifiés (firmes). Ainsi, pouvait-il être intéressant, en situation d'information imparfaite (en particulier, d'incertitude forte sur la technologie des firmes), d'adjoindre aux marchés une taxe applicable en cas de dépassement du quota d'émission alloué ou acheté sur le marché et, inversement, une subvention dans le cas contraire (Robert et Spence, 1976).

18. . Cf. notamment Kraemer et Banholzer (1999) ; Kraemer, Kampa et Interviews (2003).

19. . Nous traduisons ainsi l'expression anglosaxonne « *grandfathering* », qui constitue un mode classique d'allocation des permis au prorata des émissions passées (ou anciennes) et qui de fait est généralement crédité d'un bon degré d'acceptabilité sociale dans la mesure où il tient implicitement compte des « décalages » technologiques entre émetteurs.

---

## RÉSUMÉS

Cet article s'interroge sur l'emploi de marchés de permis dans la lutte contre la pollution diffuse de l'eau en milieu rural. Après avoir expliqué les problèmes particuliers posés par cette pollution, le fonctionnement des marchés de permis appliqués à ce type de pollutions est exposé, avant de livrer la synthèse de deux expériences mises en œuvre aux Etats-Unis. Une revue des conditions qui peuvent favoriser le succès d'un tel mode de régulation permet de conclure, étant entendu que les cas de réussite restent à ce jour minoritaires.

This article deals with marketable permits applied to water protection from non-point source pollution (NPS) in rural areas. We explain the challenges that this pollution represents for public authorities before presenting the general principle of marketable permits applied to NPS pollution. We then expose two experiences encountered in the United States and we conclude by reviewing the main conditions to raise the probability of success of such public regulation, still in minority.

## INDEX

**Mots-clés** : eau, marché des permis d'émission, milieu rural, pollution diffuse

**Keywords** : licence markets, non-Point source pollution, rural areas, water Resources

**Code JEL** Q25 - Water, Q53 - Air Pollution; Water Pollution; Noise; Hazardous Waste; Solid Waste Recycling

## AUTEUR

**ALBAN VERCHERE**

BETA, Université Louis Pasteur de Strasbourg