

**Cerna, Centre d'économie industrielle
Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris**

60, boulevard Saint Michel
75272 Paris Cedex 06 – France
Tél. : 33 (1) 40 51 92 29 – Fax : 33 (1) 44 07 10 46
Matthieu.Glachant@ensmp.fr – <http://www.cerna.ensmp.fr>

LES INSTRUMENTS DE LA POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE

Matthieu GLACHANT

Polycopié du cours de Microéconomie de l'environnement II, DEA Economie de l'Environnement et
des Ressources Naturelles

Janvier 2004

Préface

Ce polycopié est le support d'un cours sur les instruments de politique environnementale de vingt d'heures délivré au sein du DEA Economie de l'Environnement et des Ressources Naturelles (Université de Paris X Nanterre, EHESS, ENGREF et INA-PG). La question générale traitée est celle l'efficacité, au sens large, des différents instruments dont dispose le régulateur pour influencer le comportement des pollueurs dans le but d'assurer une meilleure protection de l'environnement. Le cours cherche à combiner théorie et faits empiriques. Les résultats de l'économie de l'environnement sont d'abord des résultats normatifs, c'est-à-dire qu'ils ont le statut de préconisations sur ce que doit faire un régulateur recherchant l'efficacité. De ce fait, ils prennent souvent une forme très théorique. Mais parallèlement, la politique environnementale est une réalité concrète avec ses pratiques, ses débats, ses questions. Au-delà de la présentation de résultats théoriques, l'ambition du cours est de suggérer ce que les outils de l'analyse économique peuvent dire de cette réalité et des voies pour l'améliorer. Il s'appuie donc sur de nombreuses illustrations : la tarification du service des déchets ménagers, les Agences de l'Eau, les système de permis à émettre du CO2 européen etc. Ces illustrations sont développées oralement et donc absentes de ce polycopié.

Le second choix du cours est de privilégier la présentation de l'intuition sous jacente aux résultats plutôt que la démonstration formelle de leur validité. Une conséquence est la préférence accordée dans certains cas aux présentations graphiques plutôt qu'à la présentation mathématique de l'argument. Enfin, il mobilise quasi exclusivement les résultats de l'économie de l'environnement dite standard, néoclassique. Il néglige d'autres approches, par exemple celle de l'économie écologique. Les justifications de ces restrictions sont pratiques (le manque de temps, la volonté de ne pas multiplier les cadres d'analyse pour permettre une assimilation plus rapide des concepts) mais aussi de fonds : ces approches alternatives n'ont pas beaucoup été appliqué à la question de l'efficacité des instruments.

Enfin, ce polycopié évolue (presque) chaque année. Toutes les remarques sont donc les bienvenues !

Matthieu Glachant, CERNA, Ecole des Mines de Paris.

TABLE DES MATIERES

<i>Préface</i>	2
<i>TABLE DES MATIERES</i>	3
<i>1. Définition et classification des instruments de politique environnementale</i>	5
1.1. Les instruments réglementaires.....	5
1.2. Les instruments économiques.....	6
1.3. Des instruments plus difficilement classables.....	7
<i>2. La taxe Pigouvienne</i>	9
2.1 Rappel de microéconomie : l'équilibre concurrentiel de court terme.....	9
2.2 Introduction de la pollution.....	11
2.3 La taxe à la Pigou.....	14
2.4 Taxe et minimisation du coût agrégé de dépollution.....	16
2.5 L'efficacité de la norme différenciée, de la subvention à la dépollution.....	17
2.6 Rappel de microéconomie : l'équilibre concurrentiel de long terme.....	18
2.7 Sur le long terme, la taxe pigouvienne est supérieure à la norme différenciée ou à la subvention.....	22
2.8 Les conditions de validité des résultats.....	23
<i>3 L'incertitude du réglementeur sur les coûts et les dommages</i>	25
3.1 Le second rang à la Baumol (1972).....	25
3.2 Prices versus quantities (Weitzman, 1974).....	26
<i>4 La différenciation spatiale des dommages</i>	30
4.1 Les notions de source, de récepteur et de coefficient de transfert.....	30
4.2 Quels sont les niveaux optimaux d'émission des différentes sources ?.....	31
4.3 Quelle est alors la taxe pigouvienne ?.....	31
<i>5 Que faire de la recette de la taxe ?</i>	33
5.1 Le modèle de la taxe affectée.....	33
5.2 Le modèle du double dividende.....	33
5.3 Comparaison des deux modèles.....	34
<i>6 Les permis d'émission négociables (PEN)</i>	36
6.1 Principe de fonctionnement.....	36
6.2 Analyse économique en information parfaite.....	37

6.3	Différences entre les PEN et les taxes sur les émissions	39
7	<i>Instruments et incitation à l'innovation</i>	41
8	<i>Le problème de la pollution diffuse</i>	45
8.1	Le problème.....	45
8.2	La taxe ambiante (Segerson, 1988)	45
8.3	La pratique	47
8.4	Une comparaison d'une taxe sur les engrais azotés (dite "au premier kilo") avec une taxe sur les excédents azotés	48
8.5	Un cas particulier - les taxes sur le carbone	51
9	<i>Le problème de la pollution accidentelle</i>	52
9.1	L'utilisation de règle de responsabilité civile	52
9.2	Règle de responsabilité stricte ou fondée sur la négligence	53
10	<i>Que peut-on dire de l'efficacité des accords négociés ?</i>	54
10.1	De nouveaux instruments promus par les industriels	54
10.2	L'objectif collectif de dépollution	55
10.3	La traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels (le "burden sharing").....	57
10.4	Que retenir ?.....	57
11	<i>Conclusions</i>	58
11.1	Les performances relatives des différents instruments de politique environnementale	58
11.2	Instruments et Principe Pollueur Payeur	59
12	<i>Bibliographie</i>	61
13	<i>Exercices</i>	62

1. Définition et classification des instruments de politique environnementale

Les instruments de politique environnementale sont des mesures institutionnelles dont le rôle est de susciter chez les pollueurs un comportement moins polluant. On distingue classiquement deux catégories d'instrument : les instruments réglementaires et les instruments économiques. Nous allons les présenter dans les deux sections qui suivent. Certains instruments entrant difficilement dans ce système binaire de classification sont présentés dans une troisième et dernière section.

1.1. Les instruments réglementaires

Définition : Ce sont des mesures institutionnelles visant à **contraindre** le comportement des pollueurs sous peine de sanctions administratives ou judiciaires. La terminologie américaine reflète clairement la nature de cette approche : "command and control approach". Ce sont :

- Des normes d'émissions qui définissent pour certaines catégories de sites industriels ou d'objets techniques utilisés dans des processus de production industrielle (ex : chaudières) et pour certains polluants (ex : SO₂, chlore...) des intensités maximales d'émissions dans le milieu.
- Des normes techniques qui obligent les sites industriels à utiliser une technologie particulière de réduction de la pollution (ex : la mise en place d'un type de filtre particulier dans les cheminées d'usine).
- Des normes de produits (ex : une quantité maximale de phosphates dans les lessives, l'obligation de pourvoir les véhicules automobiles avec un pot catalytique).
- Des procédures d'autorisation administrative de mise sur le marché (ex : homologation des pesticides).

Les autorisations administratives d'exploitation. La réglementation de la pollution industrielle s'organise généralement dans un cadre institutionnel fondé sur des autorisations administratives d'exploitation délivrées à chaque site industriel. Le principe est de soumettre *a priori* les sites industriels ayant des activités potentiellement polluantes à des autorisations délivrées par les autorités administratives. En France, ce régime est défini par la Loi de 1975 sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et géré par les Directions Régionales de l'Industrie, de la recherche et de l'Environnement (DRIRE). Concrètement lors de la construction d'une nouvelle installation industrielle ou lors de la modification importante d'une installation existante, l'industriel doit soumettre à la DRIRE un dossier détaillant la manière dont l'installation respectera l'environnement et sera en conformité avec les réglementations environnementales en vigueur. L'autorisation est ensuite délivrée sous la forme d'un Arrêté préfectoral d'exploitation après examen du dossier avec la possibilité pour la DRIRE d'imposer des prescriptions réglementaires spécifiques. Ces prescriptions ne peuvent toutefois aller que dans le sens

d'une sévèrization des exigences réglementaires générales. Cette procédure site par site permet une meilleure prise en compte des caractéristiques spécifiques des sites industriels et des milieux dans lesquels ils sont implantés. Elle permet ainsi de corriger partiellement les effets néfastes liés au caractère uniforme de la réglementation générale.

1.2. Les instruments économiques

Définition : Ce sont des mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement économique du pollueur (i.e. les bénéfices et les coûts) via des signaux "prix" pour l'**inciter** à l'adoption volontaire de comportements moins polluants.

- Les éco-taxes. L'idée générale est de rendre la pollution coûteuse pour le pollueur en lui faisant payer une taxe dont le montant a une relation avec la pollution qu'il émet. L'assiette, c'est à dire la base sur laquelle est perçue la taxe, peut varier. La taxe peut directement porter sur la pollution émise (= une taxe sur les émissions) - ex : les redevances sur les eaux polluées payées par les industriels aux Agences de l'Eau en France. Dans le cas où la mesure de l'émission du polluant est difficile, elle peut porter sur un intrant de production du pollueur qui a un lien avec la pollution aval (ex : une taxe sur les produits phytosanitaires agricoles, le différentiel de taxe en faveur des carburants sans plomb).
- Les subventions. Leur assiette peut être directement la dépollution, c'est à dire qu'un pollueur reçoit une subvention unitaire par unité de pollution en deçà d'un niveau de pollution de référence (ex : les primes d'épuration distribuées par les Agences de l'Eau aux municipalités au prorata de l'épuration effectuée par les centrales d'épurations des eaux usées urbaines). Cette subvention à la dépollution a une logique d'incitation identique à celle d'une taxe sur les émissions. Dans un cas, le pollueur paye une taxe sur chaque unité de polluante émise ; dans l'autre il reçoit une subvention unitaire sur chaque unité de polluant éliminé. Mais les subventions de ce type sont rares. L'assiette est beaucoup plus fréquemment le *coût* de la dépollution (ex : subvention à l'investissement des Agences de l'Eau aux stations d'épuration urbaines ou industrielles, subventions de l'Ademe pour la construction de nouvelles installations de traitements des déchets). Concrètement, le coût d'un équipement de dépollution est subventionné selon un ratio prédéfini (ex : en France, environ 40 % des coûts d'investissements des stations d'épuration urbaines)
- Les systèmes de consigne consistent à imposer une taxe sur un produit potentiellement polluant. La taxe est remboursée quand la pollution est évitée par le retour du produit après son utilisation (ex : les systèmes de consigne des bouteilles en verre).
- Les marchés de droits à polluer ou les systèmes de permis négociables (ex : le marché des droits à émettre du SO₂ par les grandes centrales thermiques aux Etats Unis dans le cadre du Clean Air Act). Le principe est extrêmement simple : un pollueur ne peut émettre que la quantité de pollution qui correspond à celle des permis d'émissions dont il dispose. C'est un instrument économique car ces permis sont cessibles sur un marché. De ce fait, le pollueur a le choix entre dépolluer ou acheter des permis supplémentaires.
- Les règles juridiques de responsabilité. Leur principe est d'obliger le responsable d'un dommage environnemental à compenser financièrement les victimes à hauteur du dommage subi. En théorie, cela signifie que quand vous entreprenez une activité

risquée (par exemple faire du transport pétrolier), vous prendrez en compte tous les dommages potentiels de cette activité quand il s'agira de définir la manière dont vous allez l'exercer. Cela crée une incitation à être précautionneux *a priori* pour éviter des coûts financiers *a posteriori* liés à la mise en cause de votre responsabilité.

Attention : Les instruments économiques ne sont pas nécessairement volontaires ; la plupart d'entre eux comportent un élément de contrainte. Une taxe oblige les pollueurs à payer. Un système de PEN repose sur une obligation de détention d'une quantité de permis correspondant à la quantité d'émission. En fait, la différence avec les instruments réglementaires est que cette contrainte ne porte pas sur le niveau de performance environnementale.

1.3. Des instruments plus difficilement classables

Ces instruments peuvent être rassemblés en deux sous-catégories : les instruments informationnels et les accords ou approches volontaires

Les instruments informationnels

À leur sujet, on peut reprendre la définition des instruments économiques en remplaçant "signal-prix" par "signal informationnel" :

Définition : mesures institutionnelles visant à modifier l'environnement informationnel du pollueur (i.e. les bénéfices et les coûts) via des signaux informationnels pour **l'inciter** à l'adoption volontaire de comportements moins polluants.

Le principe est soit que la puissance publique crée et diffuse de l'information ou qu'elle subventionne sa création et sa diffusion. Cette information va, de manière plus ou moins directe, conduire à l'adoption de comportements moins polluants par le pollueur. Cette information peut porter sur les solutions techniques de dépollution et leurs coûts ou sur les dommages environnementaux. Selon qu'elle porte sur l'une ou l'autre de ces dimensions les mécanismes d'incitation des pollueurs sont sensiblement différents :

L'information porte sur les solutions de dépollution

Dans ce contexte, le pollueur peut être directement incité à la dépollution car l'arrivée de nouvelles informations lui fait (éventuellement) découvrir l'existence d'actions de dépollution rentables parce qu'économisant en même temps des matières premières ou réduisant la facture énergétique (les actions dites "sans regret"). En fait dans la pratique, cette approche est le plus souvent utilisée en combinaison avec un instrument économique ou réglementaire. L'information ainsi fournie permet aux 'réglementés' de respecter à moindre coût et plus efficacement les exigences réglementaires ou de s'ajuster plus efficacement au signal-prix de l'instrument économique.

Ex: Assistance technique en matière de techniques de dépollution par des agences techniques (comme l'ADEME en France), financement public de projets pilote de dépollution.

L'information porte sur les dommages environnementaux ou la qualité environnementale d'un site industriel ou d'un produit

Dans ce contexte, l'incitation du pollueur est beaucoup plus indirecte. Elle naît du fait que l'information est convoyée à des agents (consommateurs, ONG, associations locales représentant les populations vivant à proximité d'un site industriel polluant...) qui vont exercer une pression sur le pollueur via leur comportement d'achat (achat de produits

éco-labellisés) ou via des canaux politiques (pressions sur les élus, boycott)

Ex : les écolabels (dispositif de signalement de la qualité environnementale des produits), les éco-audits (réalisation d'un diagnostic de la qualité environnementale d'un site industriel)

Les accords volontaires ou accords négociés

Ce sont des dispositifs contractuels qui lient une autorité publique avec l'industrie (en général, un secteur industriel représentée par une association professionnelle). Dans ces contrats (qui n'en sont d'ailleurs pas au sens légal du terme), l'industrie s'engage à respecter des objectifs d'amélioration de l'environnement. Les objectifs sont en général quantitatifs et collectifs, c'est à dire qu'ils s'appliquent au secteur dans son ensemble, et pas aux firmes individuelles. L'industrie est ensuite chargée d'organiser les modalités d'atteinte de l'objectif, et au premier chef de répartir l'effort de dépollution entre les firmes du secteur. Le caractère volontaire de l'engagement des industriels est en fait artificiel : ils sont obtenus sous la menace par l'autorité publique de mettre en œuvre une politique alternative en cas d'échec de la négociation.

Ex : les accords volontaires sur la réduction des émissions de CO₂ et l'augmentation de l'efficacité énergétique signés avec un certain nombre de secteurs fortement consommateurs d'énergie depuis 1996 (verre emballages, aluminium, cimentiers, sidérurgie etc.)

2. La taxe Pigouvienne

Dans un contexte dit concurrentiel - dont la définition précise sera précisée plus loin - nous allons montrer dans cette partie que la politique environnementale optimale se résume à une taxe sur les émissions dite Pigouvienne en référence à Arthur B. Cecil Pigou, un économiste anglais qui a proposé cette idée en 1920 dans son livre *The Economics of Welfare*. Au préalable, nous rappelons quelques notions simples de microéconomie sur l'équilibre concurrentiel de court terme qui seront utiles dans la suite. L'étudiant familier avec ces notions générales peut continuer directement par la section 2.2.

2.1 Rappel de microéconomie : l'équilibre concurrentiel de court terme

Nous allons considérer une économie très simple dans laquelle existent des producteurs et des consommateurs. Les premiers produisent un bien homogène que les seconds consomment. Nous supposons que les producteurs sont tous identiques. En particulier, ils ont la même fonction de coût de production $\Gamma(y)$ avec y la quantité de bien produit. Par hypothèse, nous supposons que le coût marginal de production est positif $\Gamma_y > 0$ et croissant ($\Gamma_{yy} > 0$) ce qui signifie simplement que la production est l'objet de rendements d'échelle décroissants. Par ailleurs, les consommateurs sont également identiques et dérivent une utilité $U(y)$ de la consommation d'une quantité y de bien. Nous faisons les hypothèses suivantes : $U_y > 0$ et $U_{yy} \leq 0$. L'hypothèse d'utilité marginale décroissante reflète un mécanisme de satiété : l'utilité tirée de la consommation d'une unité de bien diminue avec la quantité de bien déjà consommée. Enfin, nous supposons que le nombre de producteurs est égal au nombre de consommateur et que ces producteurs et ces consommateurs opèrent sur un marché concurrentiel.

Définition : Un marché est concurrentiel quand les producteurs et les consommateurs considèrent que le prix de marché est donné, c'est-à-dire qu'ils considèrent que l'effet sur le prix de leur décision individuelle de consommation ou de production est négligeable. On dit qu'ils sont "preneurs de prix" (price taker).

Nous allons maintenant caractériser l'équilibre concurrentiel et montrer qu'il correspond à une situation économiquement efficace.

Le comportement des producteurs et des consommateurs

Pour caractériser l'équilibre, il faut d'abord décrire le comportement de ceux qui y interviennent. Un producteur représentatif va produire la quantité de bien qui maximise son profit :

$$\max_y \quad p \cdot y - \Gamma(y)$$

L'hypothèse de marché concurrentiel apparaît dans le fait que, dans ce programme d'optimisation, le prix p ne dépend pas de y la variable de décision du producteur. La Condition de Premier Ordre (CPO) de ce programme donne l'équation qui définit la

quantité de bien qui sera produite et offerte sur le marché par le producteur s'écrit :

$$p = \Gamma_y(y).$$

C'est un résultat fondamental de microéconomie : **sur un marché concurrentiel, un producteur fixe son niveau de production en égalisant prix et coût marginal de production.**

Selon une logique similaire, le consommateur fixe son niveau de consommation en maximisant son surplus :

$$\max_y U(y) - p \cdot y,$$

ce qui conduit à :

$$p = U_y(y)$$

Sur un marché concurrentiel, le consommateur fixe sa consommation en égalisant le prix et avec son utilité marginale.

L'équilibre concurrentiel de court terme

C'est la situation d'équilibre spontanée de l'économie que nous venons de décrire. Elle est donc définie par trois conditions :

- Les producteurs maximisent leur profit
- Les consommateurs maximisent leur utilité
- Les quantités offertes par les producteurs sont supérieures ou égales aux quantités demandées par les consommateurs. C'est une contrainte technique qui combinée à la première contrainte se transforme en une simple égalisation des quantités offertes et demandées. Il serait en effet contradictoire avec l'objectif de maximisation du profit de produire des quantités qui ne seraient pas vendues.

L'équilibre est qualifié de court terme car nous supposons que les producteurs produiront quoi qu'ils arrivent, c'est à dire que nous supposons qu'ils ont déjà pris la décision d'entrer sur le marché. Nous verrons plus loin dans la section 2.6 la notion d'équilibre de long terme dans laquelle les décisions d'entrée-sortie des producteurs sont endogènes à l'analyse.

Comme nous avons supposé que les producteurs et les consommateurs sont tous identiques et qu'ils sont en même nombre. Les trois conditions se réécrivent alors :

- Le producteur représentatif maximise son profit
- Le consommateur représentatif maximise son utilité
- La quantité produite par l'un = la quantité consommée par l'autre, quantité que nous notons y

Ces trois conditions s'écrivent mathématiquement :

$$p = U_y(y) = \Gamma_y(y), \quad (1)$$

A l'équilibre concurrentiel, l'utilité marginale du consommateur est donc égale au coût

marginal du producteur. Dans la suite nous noterons p^* et y^* les valeurs de p et de y qui respectent les équations (1) définissant l'équilibre concurrentiel.

L'optimalité de l'équilibre concurrentiel

Nous allons montrer que l'équilibre est économiquement efficace, ce qui signifie qu'à l'équilibre, le bien-être social est maximisé. Nous définissons cette fonction décrivant l'intérêt général comme la somme des surplus de tous les agents de l'économie. Là encore, comme nos agents sont identiques et en nombre égal, on peut simplifier cette fonction en ne considérant que le consommateur et le producteur représentatif. L'optimum social correspond donc à :

$$\max_y [p \cdot y - \Gamma(y)] + [U(y) - p \cdot y] \quad \Leftrightarrow \quad \max_y U(y) - \Gamma(y)$$

On observe que le terme $p \cdot y$ disparaît de la fonction de bien-être puisqu'il s'agit d'un transfert entre agents. On obtient alors directement la CPO qui coïncide bien avec l'équilibre concurrentiel définie par (1).

$$\Gamma_y(y) = U_y(y)$$

Ainsi, le marché concurrentiel conduit, sous les hypothèses posées, à une situation économiquement efficace. Aucune intervention publique n'est nécessaire et la concurrence suffit à coordonner les activités de chacun dans l'intérêt de tous. Nous avons fait des hypothèses très simplificatrices en considérant des producteurs et des consommateurs homogènes en nombres identiques, en assimilant optimum social avec la somme des surplus (au lieu de considérer le concept plus général d'Optimum de Pareto), et en considérant une économie avec un seul marché. Dans le cadre le plus général, ce résultat reste valable et il s'exprime sous la forme de deux théorèmes : le Premier Théorème Fondamental du Bien-être et le Second Théorème Fondamental du Bien-être. En revanche, il n'est plus valable quand sont introduits des coûts externes et de la pollution.

2.2 Introduction de la pollution

Nous allons maintenant faire l'hypothèse que la production de y s'accompagne d'une quantité de pollution q . Cette pollution crée un dommage qui traduit en termes monétaires est décrit par une fonction $D(q)$. Nous supposons que $D_q > 0$ et $D_{qq} \geq 0$. Avec la seconde hypothèse, nous interdisons simplement que le dommage environnemental de la dernière unité de pollution diminue quand la pollution augmente, ce qui paraît respecter une loi générale de fonctionnement des écosystèmes. Ce dommage est supporté par des pollués que nous supposons distincts des producteurs et des consommateurs. Relâcher cette hypothèse complexifierait légèrement le propos sans affecter les résultats.

Par ailleurs, nous supposons que le producteur représentatif a maintenant un coût de production qui dépend de la production et de la pollution : $\Gamma = \Gamma(y, q)$. Comme dans la partie précédente, nous allons continuer à supposer que $\Gamma_y > 0$ et $\Gamma_{yy} > 0$.

Concernant la pollution, nous ferons l'hypothèse que $\Gamma_q < 0$ - plus la pollution diminue, plus le coût de production augmente. Par définition $-\Gamma_q$ est le coût marginal de dépollution (ou d'abattement). Nous supposons ensuite que $\Gamma_{qq} < 0$ ce qui revient à faire l'hypothèse de rendements décroissants dans la dépollution. Enfin nous supposons que $\Gamma_{yq} = \Gamma_{qy} \leq 0$. Commentons plus longuement cette dernière hypothèse:

- Si $\Gamma_{yq} = \Gamma_{qy} = 0$, cela signifie que le coût marginal de production n'est pas affecté par la pollution, et partant que le niveau de production n'est jamais affecté par le niveau de pollution. Ainsi la production et la dépollution sont des activités séparables pour le producteur. Pour réduire sa pollution, il utilise toujours des technologies "boût de chaîne" (qui ont un coût décrit par Γ_q et Γ_{qq}) et n'a jamais recours à une réduction de sa production. Implicitement cela signifie que, pour réduire sa pollution, le coût des solutions "boût de chaîne" est toujours inférieur au profit perdu par une réduction de la production conduisant à une réduction de la pollution équivalente.
- Si $\Gamma_{yq} = \Gamma_{qy} < 0$, le coût marginal de production diminue avec le niveau de pollution. Contrairement au cas précédent, production et pollution sont liés. Pour réduire sa pollution, le producteur va combiner les solutions "bout de chaîne" et une réduction de la production.

L'optimum social

Avant de caractériser l'équilibre concurrentiel, nous allons identifier la situation optimale. Elle est la solution de la maximisation d'une fonction de bien être qui inclut maintenant le dommage environnemental :

$$W(y, q) = U(y) - \Gamma(y, q) - D(q),$$

dont les CPO s'écrivent :

$$\begin{cases} U_y(y, q) = \Gamma_y(y, q) \\ -\Gamma_q(y, q) = D_q(y, q) \end{cases} \quad (2)$$

On retrouve l'égalisation du coût marginal de production et de l'utilité marginale de l'économie sans pollution. La nouveauté est **la seconde condition qui prescrit l'égalisation du coût marginal de dépollution avec le dommage marginal de la pollution**. Cette seconde condition reflète l'arbitrage entre les dommages générés par la pollution et les coûts occasionnés par sa réduction. Nous allons voir que, sans intervention publique, le marché concurrentiel ne permet plus d'atteindre cet optimum.

L'équilibre concurrentiel sans intervention publique

Il satisfait les deux conditions de maximisation de profit et de surplus consommateur et la condition d'égalité de la quantité produite et consommée, soit :

$$\max_{y,q} p \cdot y - \Gamma(y,q),$$

et

$$\max_y U(y) - p \cdot y$$

On remarque que le producteur a maintenant deux variables de choix y et q alors que le consommateur ne choisit que son niveau de consommation y . Par ailleurs, on ne considère pas le comportement des pollués puisqu'ils n'ont pas de décisions à prendre (les variables de choix se limitent à y et q). Les CPO de ces deux programmes d'optimisation privée définissent alors l'équilibre concurrentiel :

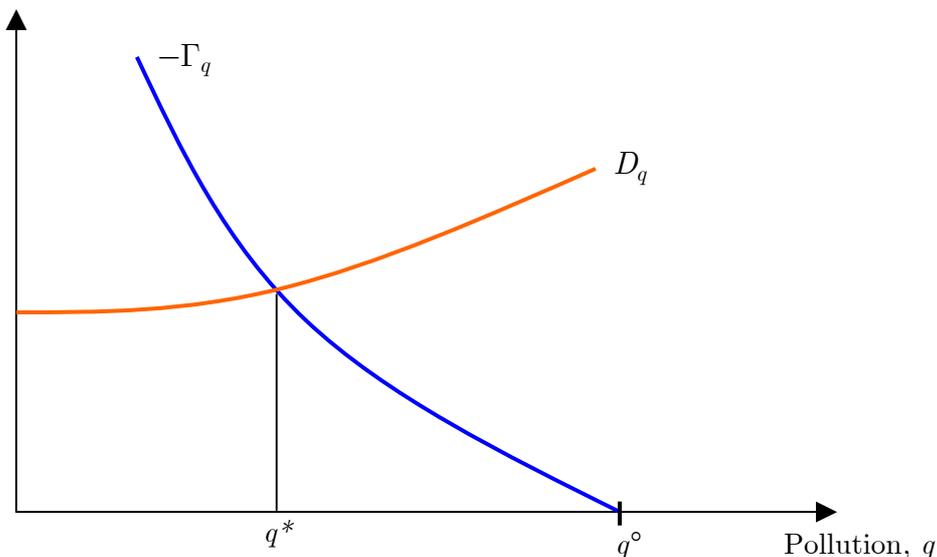
$$\begin{cases} p = \Gamma_y(y,q) = U_y(y,q) \\ -\Gamma_q(y,q) = 0 \end{cases}$$

La comparaison de ces équations avec les équations (2) définissant l'optimum montre immédiatement que la seconde condition fait diverger équilibre concurrentiel et optimum social. A l'équilibre concurrentiel, on a :

- trop de pollution
- trop de production si $\Gamma_{yq} = \Gamma_{qy} < 0$ puisque l'excès de pollution va diminuer le coût marginal de production et donc inciter le producteur à produire plus

Ces résultats sont présentés graphiquement dans la Figure 1. L'axe horizontal décrit le niveau de pollution alors que l'axe vertical décrit les coûts et dommages marginaux liés à la pollution. L'optimum social de dépollution q^* correspond à l'intersection des deux courbes. Ce niveau de pollution est inférieur au niveau de pollution spontanée du producteur qui est en q° (définie implicitement par $-\Gamma_q = 0$)

Figure 1 : Optimum social de pollution



L'analyse économique préconise alors une intervention publique pour amener le producteur de q° en q^* . Cette nécessité de l'intervention publique est fondamentalement déterminée par le fait que le dommage est un coût externe.

Définition : un coût externe est un coût qui n'est pas supporté par celui qui en est à l'origine et qui n'est pas prise en compte par le marché.

Pour le montrer, supposons que le producteur supporte le dommage dont il est à l'origine. Il maximise alors $\max_{y,q} p \cdot y - \Gamma(y,q) - D(q)$ ce qui implique que $-\Gamma_q(y,q) = D_q(y,q)$. L'équilibre concurrentiel coïncide cette fois avec l'optimum social. Le coût externe est un cas particulier dans lequel le marché concurrentiel ne permet pas d'atteindre l'optimum. Pour désigner ces situations, on utilise également le vocable plus général d'imperfections de marché ("market failures").

2.3 La taxe à la Pigou

Des hypothèses modifiées

Nous allons maintenant identifier la politique qui permet de restaurer l'efficacité du processus concurrentiel. Avant cela, nous allons modifier les hypothèses en complexifiant l'aspect environnemental de notre économie et en évacuant sa dimension productive. Plus précisément nous allons supposer que :

- $\Gamma_{yq} = \Gamma_{qy} = 0$. Cela signifie que le coût de production et le coût de dépollution sont additivement séparables : $\Gamma(y,q) = V(y) + C(q)$. Nous supposons toujours des rendements décroissants dans la dépollution et dans la production. Cette hypothèse permet d'évacuer de l'analyse la question de la production. Explicitons ce point en considérant par exemple le comportement du producteur sur le marché concurrentiel. Il résout le programme $\max_{y,q} p \cdot y - V(y) - C(q)$. Mais parce que pollution et production sont additivement séparés dans le programme, on peut parfaitement considérer qu'il optimise séparément sa production et sa pollution, ce qui s'écrit :

$$\begin{cases} \max_y & p \cdot y - V(y) \\ \min_q & C(q) \end{cases} \Rightarrow \begin{cases} p = V_y(y) \\ -C_q(q) = 0 \end{cases}$$

Comme nous sommes intéressés par la pollution, nous pouvons nous concentrer sur le second programme d'optimisation et ignorer l'aspect productif dont l'hypothèse de séparabilité implique qu'il est sans influence sur le comportement environnemental du pollueur et plus globalement sur la politique environnementale.

- Nous allons ensuite supposer que les producteurs ont des coûts de dépollution différents. Pour cela, nous considérerons que nous avons n producteurs et que le coût de dépollution du pollueur i s'écrit $C^i(q_i)$ avec q_i le niveau de pollution du producteur-pollueur i . Nous supposerons toujours que $C_q^i < 0$ et $C_{qq}^i < 0$.
- Nous supposerons qu'il existe un régulateur en charge de l'intérêt général. Il peut utiliser une taxe sur les émissions dont le taux est t , c'est à dire une taxe qui fait payer au pollueur t sur chaque unité de pollution émise.

Avec ces nouvelles hypothèses, nous allons effectuer l'analyse en identifiant la réponse d'un pollueur quelconque à la taxe, puis en caractérisant l'optimum social et enfin en identifiant la taxe optimale qui permet de faire coïncider optimum social et réponses environnementales des pollueurs.

Le programme du producteur i confronté à une taxe sur les émissions

Nous restreignons à la dimension environnementale de son comportement. Il cherche à minimiser un coût qui est la somme de deux termes, le coût de dépollution et le paiement de la taxe sur la pollution émise :

$$\min_{q^i} C^i(q^i) + q^i \cdot t,$$

ce qui conduit à la condition de premier ordre

$$-C_q^i(q^i) = t, \quad (3)$$

Cette équation décrit la fonction de réaction du pollueur i , c'est-à-dire le niveau de pollution qu'il choisira d'émettre en réponse à une taxe au taux t . En l'occurrence, il égalisera son coût marginal de dépollution avec le taux de la taxe. On peut remarquer la proximité formelle avec le comportement concurrentiel du producteur qui fixe sa production en égalisant son coût marginal de production avec le prix.

L'optimum de pollution

Comme nous nous restreignons à la dimension environnementale du problème, l'intérêt général se résume à la somme des coûts de dépollution et du dommage environnemental provoqué par la somme des émissions des producteurs. Parce que cette fonction ne comporte que des coûts, on a coutume de l'appeler le coût social. Mathématiquement on a :

$$\max_{q_1, q_2, \dots, q_n} \left[\sum_1^n C^i(q_i) \right] - D \left(\sum_1^n q_i \right)$$

L'optimum est alors définie par les n CPO de ce programme qui s'écrivent :

$$-C_q^1(q_1) = \dots = -C_q^i(q_i) = \dots = -C_q^n(q_n) = D_q \left(\sum q_i \right) \quad (4)$$

Nous noterons $q_1^*, \dots, q_i^*, \dots, q_n^*$ le n -uplet qui satisfait ces équations. On a comme dans les cas analysés précédemment une égalisation des coûts marginaux de dépollution avec le dommage marginal.

La taxe Pigouvienne

Existe-t-il une taxe sur les émissions permettant d'atteindre l'optimum définie par (4) ? La comparaison de (3) et (4) montre qu'il suffit de fixer une taxe d'un taux t^* égal aux n coûts marginaux des pollueurs et au dommage marginal :

$$t^* = -C_q^1(q_1) = \dots = -C_q^i(q_i) = \dots = -C_q^n(q_n) = D_q(\sum q_i)$$

L'efficacité de cette taxe pigouvienne repose sur deux propriétés :

- La taxe pigouvienne est d'abord efficace car elle conduit à l'égalisation des coûts marginaux de dépollution des n pollueurs. Or, cette égalisation permet de minimiser la somme des coûts de dépollution pour atteindre une pollution totale donnée comme nous allons le montrer dans la section suivante. C'est le **principe d'équimarginalité**.
- La taxe pigouvienne est efficace car elle permet d'obtenir un niveau de pollution qui égalise les coûts marginaux de dépollution avec le dommage marginal. Elle permet donc d'obtenir la quantité totale de pollution socialement efficace $Q^* = \sum q_i^*$.

L'optimalité de la taxe pigouvienne est valide dans un contexte particulier dont on doit préciser une caractéristique essentielle. **Le réglementeur est parfaitement informé**. En effet, pour déterminer la taxe optimale, il doit nécessairement connaître toutes les fonctions de l'équation (4) définissant l'optimalité. En d'autres termes, il doit connaître tous les coûts privés de dépollution et la fonction de dommage. Nous relâcherons plus loin cette hypothèse.

2.4 Taxe et minimisation du coût agrégé de dépollution

Pour désigner cet aspect de l'efficacité, on parle souvent d'efficacité coût (traduction un peu maladroite de cost efficiency), ou de ratio coût efficacité, voire d'efficacité économique (ce qui est source de confusion puisque l'efficacité économique désigne pour nous la maximisation du bien-être). Dans cette section, nous allons d'abord démontrer deux résultats : (i) l'équivalence entre équimarginalité et minimisation du coût agrégé et (ii) le fait que toute taxe sur les émissions permet de minimiser le coût d'atteindre d'un objectif de dépollution.

Le premier résultat se démontre en écrivant le programme de minimisation du coût agrégé pour atteindre un niveau quelconque de pollution totale $Q > 0$:

$$\max_{q_1, \dots, q_n} \sum_1^n C^i(q_i) \quad \text{sous la contrainte } Q = \sum_1^n q_i$$

Pour résoudre ce programme de minimisation sous contrainte, le plus simple est de décrire le Lagrangien :

$$\min_{q_1, \dots, q_n} \sum_1^n C^i(q_i) - \lambda \left(Q - \sum_1^n q_i \right),$$

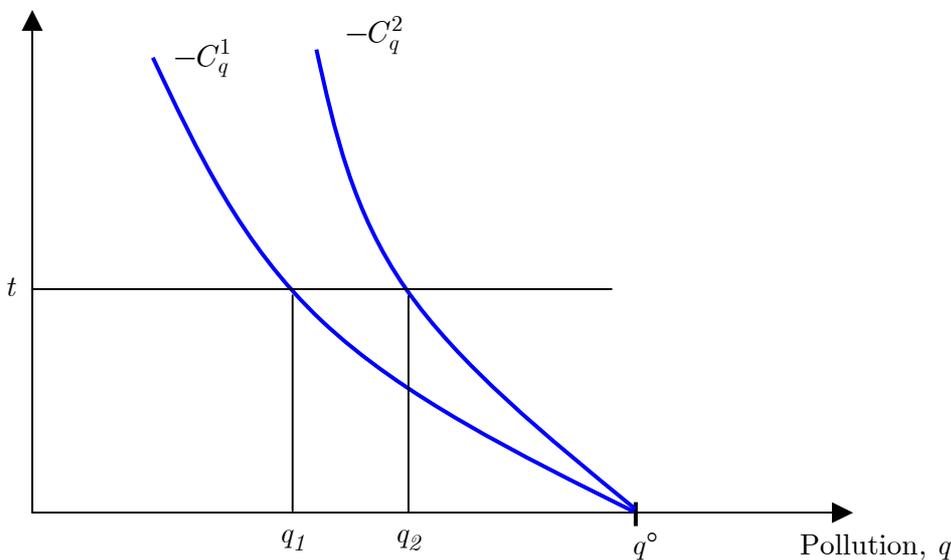
dont les n CPO correspondent bien à l'égalisation des coûts marginaux :

$$-C_q^1(q_1) = \dots = -C_q^i(q_i) = \dots = -C_q^n(q_n) = \lambda$$

Pour montrer que toute taxe sur les émissions, dont la taxe pigouvienne, il suffit d'examiner l'équation (3). A partir du moment où tous les pollueurs sont confrontés à un même taux de taxe, leur réponse à la taxe conduira spontanément à l'égalisation de tous les coûts marginaux.

L'intuition générale de ce résultat est la suivante. La taxe différencie les efforts de dépollution reflétés par le q_i selon l'efficacité des firmes en matière de dépollution. En effet sous l'effet d'une taxe, les firmes ayant un coût de dépollution plus faible, iront plus loin dans la dépollution que les firmes les moins efficaces. En d'autres termes, la taxe répartit efficacement l'effort de dépollution entre les firmes en incitant les pollueurs les plus efficaces à faire plus de dépollution. La Figure 2 illustre cette idée en représentant deux pollueurs 1 et 2 qui ont le même niveau initial de dépollution q^o mais dont le coût marginal diffère. En l'occurrence, le pollueur 1 est plus efficace dans la dépollution et présente donc un coût plus faible. Chaque pollueur fixe son niveau de pollution en égalisant son coût marginal avec le taux de la taxe représenté par la droite horizontale t . On observe bien que le pollueur 1 dépollue plus que 2 ($q_1 < q_2$).

Figure 2 : La différenciation du niveau de pollution par la taxe



2.5 L'efficacité de la norme différenciée, de la subvention à la dépollution

L'analyse menée jusque là ne constitue pas en soi une démonstration de la supériorité de la taxe pigouvienne sur d'autres instruments, en particulier, la norme d'émission. Il est vrai que la taxe pigouvienne est supérieure à une norme d'émission qui serait **uniforme** au sens où elle imposerait à chaque pollueur le respect d'un même niveau

maximal d'émission q_m . En effet, une condition nécessaire pour qu'une telle norme soit efficace est que :

$$-C_q^1(q_m) = \dots = -C_q^i(q_m) = \dots = -C_q^n(q_m) = D_q(q_m) \quad (5)$$

Or cette condition ne peut être vérifiée que si les coûts marginaux des pollueurs sont identiques, ce que nous avons exclu par hypothèse. En pratique, les normes ont généralement le caractère uniforme que nous venons de leur prêter. Mais, en théorie, on peut également considérer des normes d'émission plus efficaces qui différencieraient les niveaux de pollution prescrits à chaque firme. Ainsi, une norme différenciée qui prescrirait q_1^* au pollueur 1, ... q_i^* au pollueur i ,... et q_n^* au pollueur n permettrait, comme la taxe pigouvienne, d'atteindre un optimum social.

A la place d'une taxe sur chaque unité de pollution, on peut également utiliser une subvention assise sur chaque unité de *dépollution*. Pour le pollueur, les deux instruments ont le même coût d'opportunité et aboutissent au même niveau de dépollution. Pour le montrer, écrivons le programme d'optimisation privée du pollueur i sujet à une subvention de taux s :

$$\min_{q_i} C^i(q_i) + s \cdot (q_i^\circ - q_i),$$

avec q_i° le niveau initial du pollueur. $(q_i^\circ - q_i)$ est donc le niveau de dépollution. On obtient alors une CPO quasi identique à celle de la taxe pigouvienne si ce n'est que le taux de la taxe est remplacé par le taux de la subvention :

$$-C_q^i(q_i) = s. \quad (6)$$

Comme les conditions marginales de cette subvention et de la taxe pigouvienne sont identiques, la réponse du pollueur sera le même que celle induit par une taxe pigouvienne si le taux de subvention s^* est égale à t^* . Pourquoi alors ne pas utiliser une subvention à la dépollution efficace ? C'est une question cruciale puisque les subventions sont beaucoup plus populaires que les taxes auprès des pollueurs et donc bien plus faciles à faire passer 'politiquement'. Plus généralement, derrière cette question, c'est le fondement économique du Principe Pollueur Payeur qui est en discussion.

En fait, nous allons voir que cette équivalence entre taxe pigouvienne, subvention "pigouvienne" et norme différenciée ne tient plus à partir du moment où l'on intègre dans le raisonnement les décisions des producteurs d'entrer ou de sortir du marché des biens. Pour le montrer, un rappel de microéconomie sur la notion d'équilibre concurrentiel de long terme est nécessaire.

2.6 Rappel de microéconomie : l'équilibre concurrentiel de long terme

Pour expliquer cette notion, nous allons reprendre le cas très simple de la section 2.1 dans laquelle l'économie se résumait à des producteurs et des consommateurs identiques sans pollution. En particulier, nous continuerons à considérer que le producteur va produire la quantité de bien qui maximise son profit :

$$\max_y p \cdot y - \Gamma(y) \quad (7)$$

A ce stade du raisonnement, nous avons déduit dans la section 2.1 qu'il égaliserait son coût marginal de production avec le prix. Ceci n'est vrai que si l'on suppose que sa décision d'entrer sur le marché est déjà prise. Si on raisonne "à long terme", le producteur ne produira que si son profit est positif au prix offert. La véritable implication de (7) est donc :

$$\begin{cases} p = \Gamma_y(y) & \text{si } p \cdot y - \Gamma(y) > 0 \\ y = 0 & \text{sinon.} \end{cases} \quad (8)$$

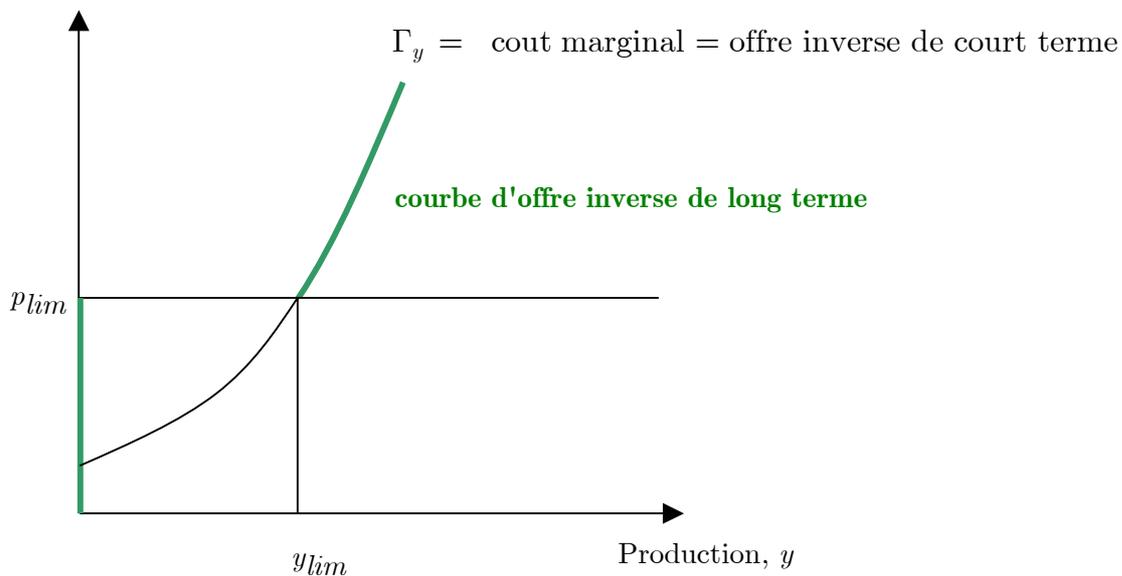
Le prix tel que le profit est nul est qualifié de prix limite. Ce prix est strictement positif car il existe des coûts initiaux d'entrée sur un marché pour les producteurs (construction d'une usine par exemple). Il faut alors que le prix soit au-dessus d'un certain seuil pour justifier économiquement l'entrée.

Comme ce prix annule le profit, on peut écrire:

$$p_{lim} \cdot y - \Gamma(y) = 0 \quad \Rightarrow \quad p_{lim} = \Gamma(y) / y$$

Il est donc égal au coût moyen. (8) définit ce qu'on appelle la courbe d'offre inverse de long terme du producteur dont la Figure 3 fournit une représentation graphique. Cette courbe, en vert sur le schéma, décrit la quantité qui sera offerte par le producteur en fonction du prix. y_{lim} représente le niveau minimal de production en deçà duquel il n'est pas rentable de produire. Par analogie, la courbe du coût marginal est la courbe d'offre inverse de court terme.

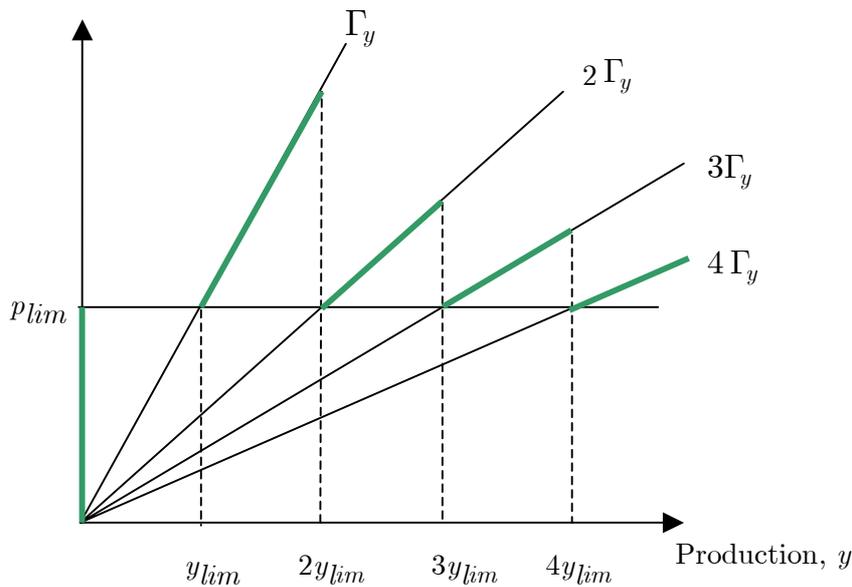
Figure 3 : Courbe d'offre inverse de long terme et du court terme du producteur



A partir de cette représentation de la courbe inverse individuelle, nous allons dériver la courbe d'offre inverse de l'ensemble de l'industrie (= de l'ensemble des producteurs). Les producteurs candidats sont tous identiques et ont donc la courbe d'offre individuelle de la Figure 3. Pour construire la courbe de long terme, il est nécessaire au préalable de

considérer les différentes configurations de court terme de l'industrie avec 1, 2, \dots , n , etc. producteurs. Dans un second temps, nous identifierons la configuration qui émergera à l'équilibre de long terme. Comme les producteurs sont identiques, les courbes de court terme de l'industrie sont simplement : Γ_y , $2\Gamma_y$, \dots , $n\Gamma_y$, etc. Nous les avons représentées sur la Figure 4. Nous y avons également ajouté le prix limite qui est commun à tous les producteurs puisqu'ils sont identiques. Nous allons maintenant montrer graphiquement que la courbe d'offre de long terme correspond à l'ensemble des segments verts.

Figure 4 : Courbe d'offre inverse de long terme de l'industrie



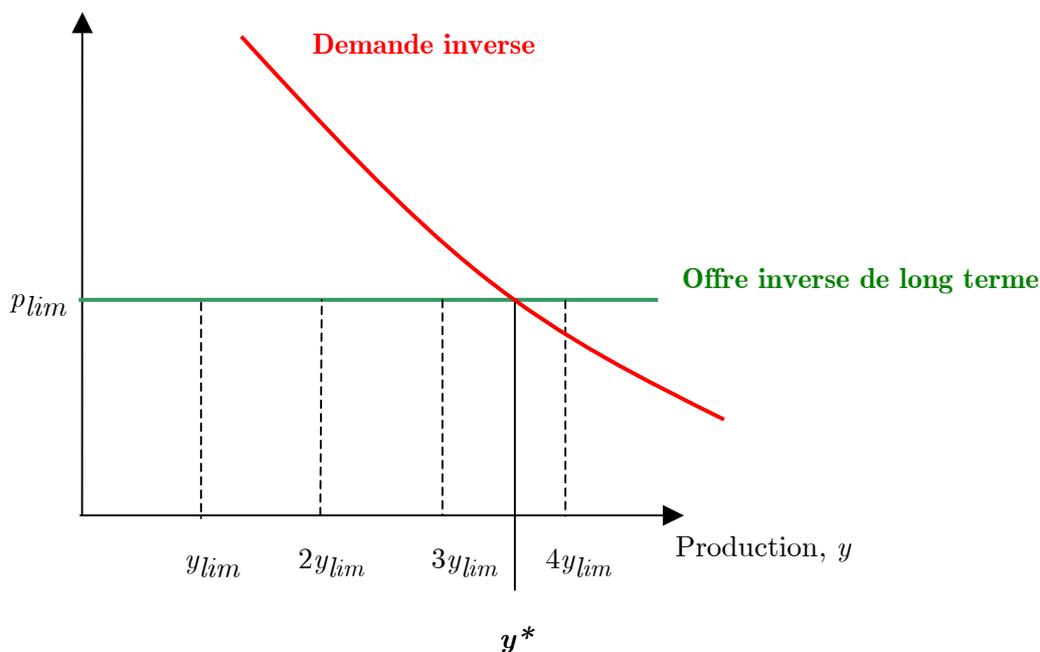
Pour cela, nous allons parcourir l'axe horizontal de la production. Considérons d'abord les niveaux de production strictement inférieurs à y_{lim} . A ces niveaux, toutes les courbes d'offre de court terme avec 1, 2, 3, etc. producteurs fournissent un niveau de prix inférieur à p_{lim} y compris la configuration la plus favorable avec un seul producteur. Aucune configuration n'est donc possible et personne n'entre sur le marché. Le niveau de production reste donc nul.

Quand le niveau de production atteint y_{lim} , une configuration de marché avec un producteur devient possible puisque, à ce niveau de production, un producteur peut produire de manière rentable, c'est-à-dire à un prix supérieur ou égal à p_{lim} . En revanche, s'ils sont deux ou plus, le prix tombe sous p_{lim} . A ce niveau de production, seule une configuration avec un seul producteur est donc possible. Le niveau de production augmentant, ce producteur va rester seul sur le marché tant que la production restera inférieure à $2y_{lim}$. En effet, jusqu'à ce niveau de production, une configuration à deux producteurs (représentée par la courbe d'offre de court terme $2\Gamma_y$) n'est pas soutenable puisqu'elle conduirait à un prix $p < p_{lim}$. La situation change quand la production atteint $2y_{lim}$. La configuration avec deux producteurs devient soutenable ($p = p_{lim}$). Le second producteur entre donc sur le marché. Puis, ils

augmentent leur production jusqu'à atteindre $3y_{lim}$, ce qui déclenche l'entrée d'un troisième producteur. Ce schéma se reproduit avec une entrée à chaque fois qu'est atteint un niveau de production égal à un multiple de y_{lim} . Au final, la courbe de long terme est représentée par l'ensemble des segments verts. En approximation, on peut représenter cette courbe par une droite horizontale égale au prix limite (et donc au coût moyen) comme dans la Figure 5.

Sur cette figure, nous avons également représenté la courbe de demande inverse qui décrit la quantité qui sera demandée par les consommateurs aux différents niveaux de prix.¹ L'équilibre concurrentiel de long terme correspond à l'intersection de la courbe d'offre et de demande. Dans ce cas particulier, on observe que le nombre de producteurs à l'équilibre est de 4 (puisque $3y_{lim} > y^* > 4y_{lim}$)

Figure 5 : L'équilibre concurrentiel de long terme



Cet équilibre de long terme est efficace pour deux raisons :

- Selon une logique de court terme, il y a égalisation des coûts marginaux des producteurs entrés dans l'industrie et de l'utilité marginale du consommateur représentatif
- Selon la logique de long terme, la configuration de l'industrie avec 4 producteurs est celle qui minimise le coût agrégé de production. Le raisonnement permettant d'établir cette proposition est le suivant. Comme les coûts marginaux de

¹ Si cette demande se résume au consommateur représentatif de la section 2.1, sa consommation sera implicitement définie par l'égalisation du prix et de son utilité marginale. Il demandera donc une quantité $y = U_y^{-1}(p)$.

production sont croissants, la minimisation du coût agrégé exige qu'il y ait le plus de producteurs possibles. En effet, plus ils seront nombreux, plus l'échelle de production sera faible et plus les coûts moyens seront faibles. Or la configuration avec 4 producteurs est celle qui comporte le plus de producteurs. Au delà, les configurations avec 5, 6 voire plus de producteurs ne sont plus soutenables puisqu'elles conduisent à un prix d'équilibre inférieur au prix limite (cf. la Figure 4).

2.7 Sur le long terme, la taxe pigouvienne est supérieure à la norme différenciée ou à la subvention

Ce rappel de microéconomie permet de démontrer rapidement ce résultat. L'intuition générale est que ces instruments ont un effet différencié sur la rentabilité des entreprises. En l'occurrence, la taxe diminue la rentabilité et donc l'incitation pour les producteurs à entrer sur le marché (ou augmente l'incitation à sortir du marché). Pour effectuer la démonstration, il suffit de calculer les prix limite sous les différentes politiques environnementales en considérant un producteur représentatif dont la fonction de coût de production-dépollution est $\Gamma(y, q)$:

- Avec une taxe pigouvienne t^* , le prix limite est tel que :

$$p_{\text{lim}}^{\text{taxe}} \cdot y - \Gamma(y, q) - t^* \cdot q^* \quad \Rightarrow \quad p_{\text{lim}}^{\text{taxe}} = \frac{\Gamma(y, q) + t^* \cdot q^*}{y}$$

- Avec une norme différenciée qui prescrit q^* , il est tel que

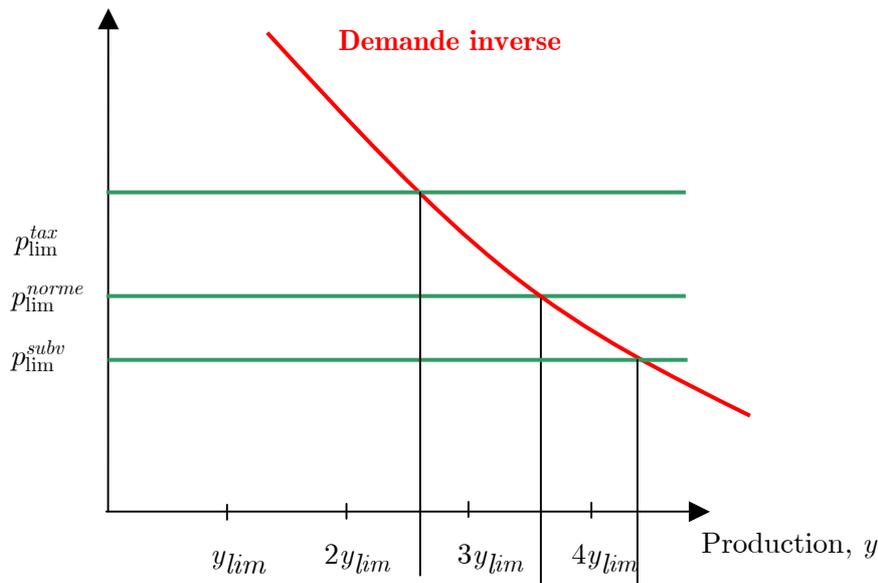
$$p_{\text{lim}}^{\text{norme}} \cdot y - \Gamma(y, q) \quad \Rightarrow \quad p_{\text{lim}}^{\text{norme}} = \frac{\Gamma(y, q)}{y}$$

- Enfin avec une subvention s^* , il est tel que:

$$p_{\text{lim}}^{\text{subv}} \cdot y - \Gamma(y, q) + s^* (q^\circ - q) \quad \Rightarrow \quad p_{\text{lim}}^{\text{subv}} = \frac{\Gamma(y, q) - s^* (q^\circ - q)}{y}$$

On observe immédiatement que : $p_{\text{lim}}^{\text{subv}} < p_{\text{lim}}^{\text{norme}} < p_{\text{lim}}^{\text{taxe}}$. Dans la Figure 6, nous considérons l'effet de ces différents prix limite sur l'équilibre de long terme. Avec la taxe, l'équilibre comporte moins de producteurs (2 sur l'exemple de la Figure 6, contre 3 avec la norme et 4 avec la subvention). A l'équilibre, la production totale et donc la pollution totale sous un régime de taxe est donc plus faible qu'avec la norme et a fortiori la subvention.

Figure 6 : L'équilibre concurrentiel de long terme sous différents instruments



Il reste à démontrer que cette restriction de l'entrée, et donc de la production totale et de la pollution, est socialement optimale. Pour cela, il suffit de mobiliser le **Principe d'Internalisation des Coûts Externes**. La grande différence entre la taxe et les deux autres options est qu'elle fait supporter au pollueur tous les coûts liés à l'impact environnemental de son activité. En effet, il paye les coûts de dépollution et les coûts externes via la taxe dont le taux est égal au dommage marginal. Dans le cas de la norme, il ne paye que les coûts de dépollution. Dans le cas de la subvention, il ne paye même pas les coûts de dépollution puisqu'il jouit en fait de la différence, positive, entre le coût de dépollution et la subvention perçue.

Seule la taxe fait donc supporter au pollueur la totalité des conséquences de son activité productive sur l'économie. Cela assure, que quand il prendra sa décision d'entrée sur le marché, cette décision coïncidera avec l'intérêt général : il n'entrera que si les bénéfices de cette entrée sont supérieurs au coût social de son activité. **Pour résumer, la supériorité de la taxe réside dans sa capacité à envoyer aux agents économiques un signal de long terme reflétant le coût social de leur activité.**

Remarquons que, en théorie, on pourrait restaurer l'efficacité de la subvention ou de la norme différenciée en la combinant avec une intervention publique qui imposerait par la réglementation le nombre optimal de producteurs dans les secteurs concernés. Mais c'est une solution qui démultiplierait le nombre nécessaire d'instruments et provoquerait un saut dans la complexité des politiques environnementales.

2.8 Les conditions de validité des résultats

La supériorité de la taxe pigouvienne sur les autres instruments (normes, subventions) n'est valable que dans un contexte concurrentiel dans lequel les entrées sorties sont libres. On dit aussi qu'il n'existe pas de barrières à l'entrée. C'est une condition qui peut être très restrictive. Par exemple, dans la pratique, la subvention environnementale est

fréquemment utilisée dans le domaine agricole. Or dans certains secteurs agricoles, l'entrée et la sortie sont strictement réglementés. Ainsi, la production laitière est régulée par des quotas laitiers. Dans ce secteur, l'effet de long terme négatif de la subvention (et de la norme dans une moindre mesure) n'existe donc pas. Dans le domaine de l'élevage industriel de porcs qui est très subventionné à des fins environnementales via le Protocole de Maîtrise des Pollutions Agricoles (PMPOA), l'analyse est sans doute plus complexe. L'entrée est strictement réglementée dans les zones d'excédents structurels. Mais dans cette activité économique, la compétition est tellement intense que l'enjeu économique majeur concerne la sortie plus que l'entrée. Et le PMPOA distord clairement les choix de long terme des producteurs bretons en diminuant leurs incitations à sortir de cette activité. La subvention y est donc une solution a priori inefficace.

La libre entrée-sortie est une première condition de validité. Mais la condition la plus exigeante est qu'ils ne sont valables qu'en information parfaite. Plus précisément, nous avons implicitement fait l'hypothèse que :

- Les consommateurs connaissent leur fonction d'utilité pour prendre leur décision de consommation
- Chaque producteur i connaît sa fonction de coût pour prendre ses décisions de production et de pollution
- L'autorité publique connaît les coûts privés de chaque producteur et le dommage environnemental. Ces informations lui sont en effet nécessaires pour paramétrer la taxe pigouvienne en conformité avec le système d'équations (4).

Les hypothèses informationnelles sur les producteurs et les consommateurs ne posent pas de problème en première approche même si certaines analyses plus pointues tentent de les relâcher pour étudier certains phénomènes (les inefficacités organisationnelles des entreprises par exemple). La dernière hypothèse est beaucoup plus difficilement tenable. En particulier, concernant les coûts de dépollution, l'hypothèse selon laquelle une entité centralisée comme le réglementeur est capable de connaître parfaitement les ingrédients des décisions de chaque producteur est irréaliste. Il est beaucoup plus raisonnable de raisonner sur une hypothèse d'asymétrie informationnelle selon laquelle le réglementeur est moins informé que les agents sur les coûts privés. La section suivante discute les conséquences du relâchement de cette hypothèse.

3 L'incertitude du réglementeur sur les coûts et les dommages

Dans cette partie, nous allons considérer un réglementeur imparfaitement informé et analyser l'effet relatif sur les différents instruments de cette imperfection informationnelle. Ce relâchement des hypothèses informationnelles a essentiellement été opéré dans deux articles de Baumol (1972) et de Weitzman (1974) qui se concentraient à l'époque sur une comparaison de la taxe et de la norme d'émission.

3.1 Le second rang à la Baumol (1972)

Le raisonnement

Il est très simple. Baumol postule que le réglementeur connaît mal les coûts et les dommages. En particulier, pour lui, la connaissance du dommage de la pollution est particulièrement difficile. Cette information est très atomisée car détenue par des individus-pollués et est difficilement évaluable sous une forme monétaire. Cela le conduit à prendre pour donnée l'ignorance du réglementeur en la matière. Sa solution est alors d'être analytiquement modeste en oubliant la taxe optimale et en développant une approche de second rang. Il propose de scinder le problème général en deux questions :

- Le choix de l'objectif global de pollution que la politique environnementale se propose d'atteindre ($Q = \sum qi$).
- Le choix des instruments pour atteindre cet objectif, avec un critère de minimisation du coût agrégé

Il propose de limiter l'analyse économique à la seule seconde question, et de laisser au processus politique le soin de fixer l'objectif. On abandonne ainsi la maximisation du bien-être comme critère normatif pour le remplacer par un critère plus modeste : la minimisation des coûts de dépollution, ce qui conduit ainsi à un optimum de second rang). Or, nous avons vu que n'importe quelle taxe sur les émissions permettait d'égaliser les coûts marginaux de dépollution et donc de minimiser la somme des coûts de dépollution supportés par les pollueurs pour atteindre un objectif environnemental donné. La taxe sur les émissions paraît donc l'instrument idéal.

Il reste un problème. L'instrument choisi doit permettre d'atteindre l'objectif Q de pollution que l'on s'est donné politiquement. Or de ce point de vue, la réponse environnementale agrégée des pollueurs à la taxe est entachée d'incertitude. En effet, elle résulte des arbitrages réalisés par chaque pollueur entre son coût privé de dépollution et le niveau de taxe. Comme le réglementeur est imparfaitement informé sur les coûts privés, il ne peut prédire avec certitude le niveau de pollution qu'il obtiendra avec une taxe t .

Pour contourner cette difficulté, Baumol propose une procédure de tâtonnement : le réglementeur impose arbitrairement un niveau de taxe puis observe le résultat environnemental obtenu. Il ajuste ainsi par tâtonnements successifs le niveau de taxe jusqu'à obtenir l'objectif de dépollution fixé.

En résumé, pour Baumol, dans une approche de second rang à objectif fixé, la taxe est supérieure à la norme car elle permet spontanément de minimiser le coût agrégé de dépollution.

Discussion

L'analyse de Baumol peut faire l'objet des commentaires suivants :

- Une norme différenciée pourrait également minimiser les coûts. Mais, c'est pratiquement impossible car le réglementeur ne peut parfaitement différencier les normes individualisées de chaque pollueur car il connaît mal les coûts privés. Au fond, la supériorité de la taxe sur la norme tient à la logique de décentralisation qu'elle met en œuvre. C'est le pollueur parfaitement informé sur son coût qui prend la décision de dépollution dans un régime de taxe ; avec une norme, cette décision est prise par un réglementeur central mal informé.
- La solution du tâtonnement proposée par Baumol n'est pas totalement convaincante. Elle suscite des obstacles pratiques. En particulier, dépolluer implique souvent des investissements difficilement réversibles (on parle alors de coûts échoués, "sunk costs"). Face à ce type de coût, le tâtonnement peut être très coûteux pour les pollueurs. A tout le moins, l'analyse devrait intégrer cet aspect.
- Plus généralement, cette discussion sur le tâtonnement pointe une faiblesse de la taxe par rapport à la norme : avec une norme, le réglementeur prescrit directement le résultat environnemental. Cette différence de comportement de la taxe et de la norme tient à la *variable de contrôle* aux mains du réglementeur. Dans un cas, c'est un prix ; dans l'autre, c'est une quantité de pollution. Cette distinction est au cœur de l'analyse de Weitzman que nous allons présenter dans la section suivante.
- Au final, taxe et norme présentent des avantages différents : la taxe permet la minimisation des coûts de dépollution alors que la norme permet d'atteindre l'objectif fixé en toute certitude

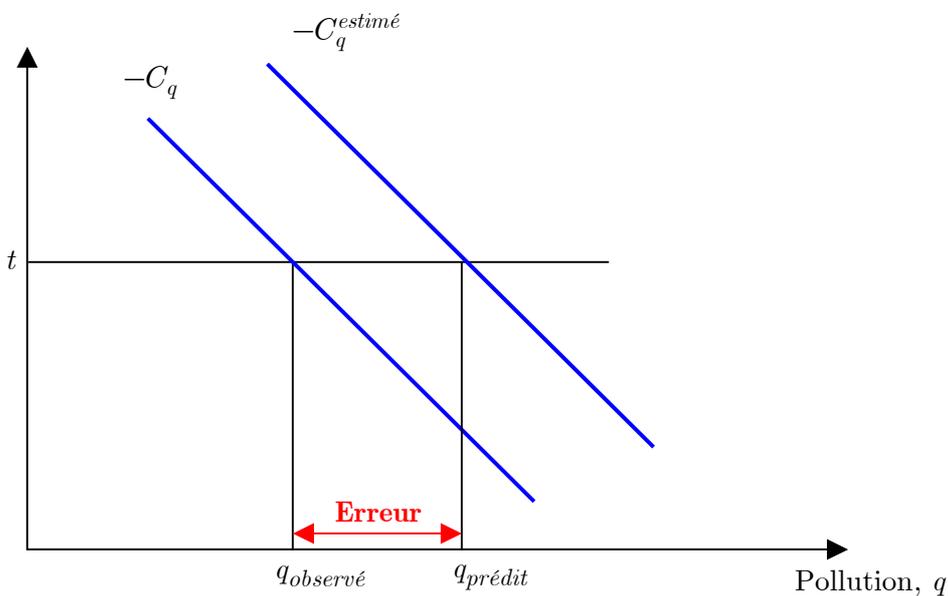
3.2 Prises versus quantities (Weitzman, 1974)

C'est le titre très célèbre de l'article de Weitzman (1974). Dans le même esprit que Baumol, il va plus loin et permet d'identifier les conditions dans lesquelles l'un des instruments l'emportera sur l'autre. Comme Baumol, son point de départ est de considérer que, dans tous les cas, le réglementeur prend une décision en situation d'incertitude à la fois sur les coûts de dépollution et sur les dommages. Cette incertitude va alors générer des "erreurs" de la part du réglementeur dans la définition de sa politique. Pour comparer les instruments, la démarche théorique de Weitzman est alors de mesurer les coûts de ces erreurs selon l'instrument utilisé. Les résultats de

Weitzman sont au final déterminés par une différence de comportement de la taxe et de la norme que représente la Figure 7.

Nous considérons un pollueur représentatif dont le coût marginal de dépollution est $-C_q$. Confrontée à l'incertitude, le réglementeur réalise lui une estimation du coût que nous représentons par la courbe $-C_q^{estimé}$ et qui a toutes les chances d'être différente de la vraie courbe. Sur la base de cette estimation, il prédit une réponse $q_{prédit}$ du pollueur alors que la réponse sera au final $q_{observé}$. L'ampleur de l'erreur sur le niveau de pollution est représentée par la flèche rouge. Les résultats de Weitzman sont fondamentalement déterminés par le fait que cet écart dépend de la pente du coût marginal. Plus la pente est importante, moins l'écart est important.

Figure 7 : La différenciation du niveau de pollution par la taxe



A l'aide de la Figure 8, nous allons maintenant expliquer graphiquement le résultat de Weitzman selon lequel l'efficacité relative de la taxe sur la norme dépend du ratio "pente du coût marginal - pente du dommage marginal". Le schéma compare deux situations dans lesquelles le ratio "pente du coût marginal / pente du dommage marginal" est inférieur ou supérieur à l'unité. Pour simplifier la présentation, nous supposons que l'incertitude pour le réglementeur ne porte que le coût de dépollution. Le raisonnement n'est pas modifié sur le fonds à partir du moment où l'on intègre également l'incertitude sur le dommage environnemental.

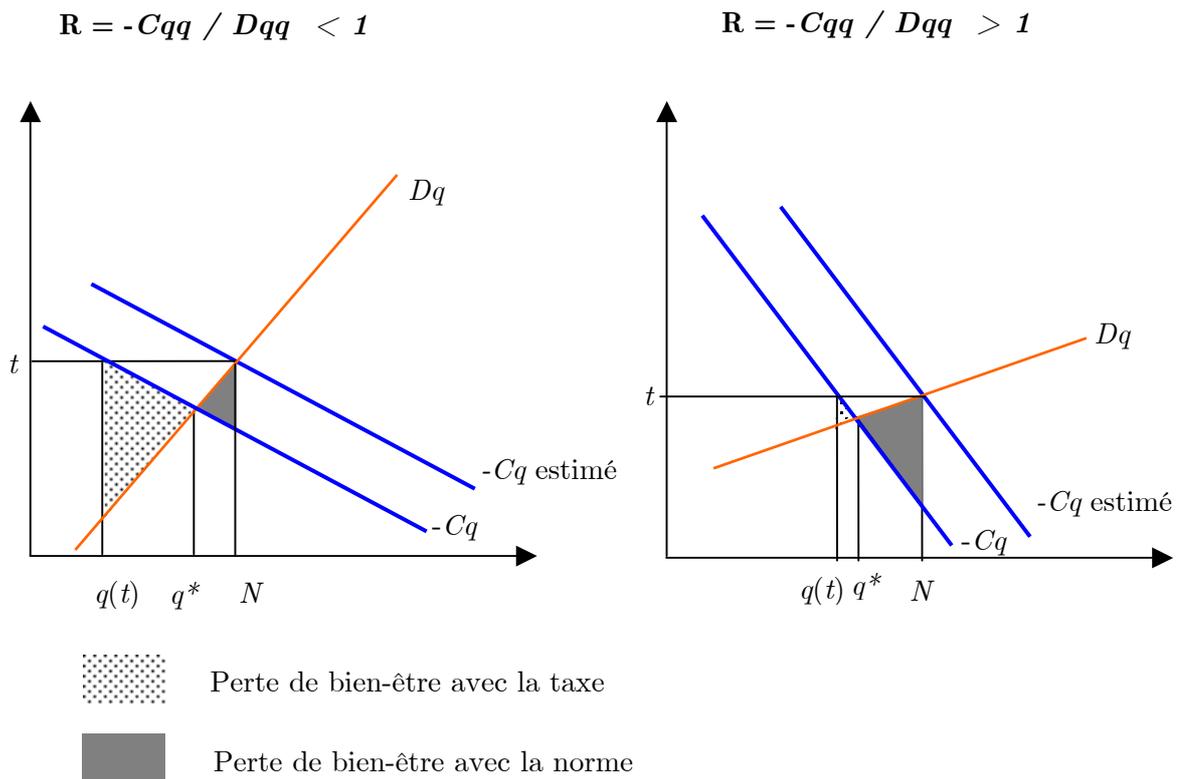
Prenant pour base son estimation du coût, le réglementeur fixe une taxe t qui égalise coût marginal estimé et dommage marginal. Alternativement, il peut choisir la norme N qui permet d'atteindre le niveau optimal estimé de pollution.

Une fois mis en place l'une ou l'autre de ces politiques, le pollueur s'ajuste (en prenant en compte le coût véritable) et dépollue à un niveau $q(t)$ dans le cas de la taxe ou N dans le cas de la norme. Les surfaces colorées correspondent alors à la perte de bien être occasionnée par cette erreur par rapport à l'optimum réel de pollution q^* . On vérifie

alors que la norme est préférable quand le ratio R est inférieur à 1 alors que la taxe domine dans le cas contraire.

Concrètement, ce résultat permet de justifier la préférence de la norme par rapport à la taxe dans le cas des émissions nucléaires, par exemple, qui se caractérisent par une pente très élevée des dommages et plus globalement la préférence de la norme pour régler les problèmes de sécurité et de pollutions accidentelles.

Figure 8 : Taxe et norme en situation d'incertitude sur les coûts de dépollution



Instruments "quantité" versus instruments "prix"

Comme nous l'avons déjà évoqué, la différence de comportement de la taxe et de la norme en situation d'incertitude sur les coûts et les dommages est liée à la nature de la variable de contrôle, i.e. de la variable d'action du régulateur. Dans le cas de la taxe, il s'agit du taux de taxe qui est homogène à un prix. Dans le cas de la norme, il s'agit d'un niveau d'émission homogène à une "quantité". En situation d'incertitude, une variable de contrôle "prix" introduit une incertitude supplémentaire par rapport à une approche "quantité": le régulateur ne saura pas de façon certaine l'effet d'un changement du niveau de taxe sur le résultat environnemental.

Cette dichotomie instrument "prix" versus instrument "quantités" ne recoupe pas la dichotomie entre instrument réglementaire et instrument économique. Comme nous le

verrons plus loin, les systèmes de permis négociables sont des instruments "quantités" dans la mesure où la variable de contrôle, i.e. le nombre de permis est homogène à une quantité. Les permis négociables présentent donc des propriétés comparables à celles de la norme en la matière. Par ailleurs, la subvention sur la dépollution est également un instrument "prix" qui se comporte en la matière comme la taxe.

4 La différenciation spatiale des dommages

Jusque là, nous avons fait l'hypothèse que les dommages liés aux émissions étaient identiques quel que soit le pollueur émetteur. Ceci nous a permis d'écrire une fonction de dommage sous la forme $D = D(\Sigma qi)$. Or dans de nombreux cas, l'identité du pollueur, ou plus précisément sa localisation géographique, n'est pas neutre pour le dommage provoqué. On a donc $D = \Sigma Di(qi)$. Par exemple, en matière de pollution de l'eau, les pollutions émises en amont des bassins versant ont des effets plus importants que celles qui sont rejetées en aval, près de l'embouchure des fleuves et donc près de la mer qui va les disperser. De la même manière, le fait que les pollués soit en amont ou en aval n'est pas neutre non plus. S'ils sont localisés en amont, ils ne supportent que les pollutions d'origine amont. En aval, ils supportent l'ensemble des pollutions aval et amont. Intuitivement, on devine que cela nécessite de différencier spatialement les objectifs de dépollution. En l'occurrence, la politique de l'eau dans le bassin versant doit être plus rigoureuse avec les pollueurs situés en amont. La dimension spatiale n'est pas seulement importante pour la pollution de l'eau. De nombreuses pollutions atmosphériques locales ou régionales sont également concernées (SO₂, ozone atmosphérique, dioxines). Qu'advient-il à la taxe pigouvienne dans ces contextes ?

4.1 Les notions de source, de récepteur et de coefficient de transfert

Pour traiter cette question plus rigoureusement, nous allons introduire deux notions : celle de source et celle de récepteur. Une source est un point d'émission de la pollution (une usine, une station d'épuration). Un récepteur est un point où l'on s'intéresse au niveau de pollution ambiante, c'est à dire au niveau de pollution dans l'environnement à proximité du récepteur. Par exemple, dans le cas d'une rivière, un récepteur peut être le captage d'eau pour produire de l'eau potable. Si des problèmes de santé ou d'environnement se posent ailleurs, il peut y avoir d'autres récepteurs : sur le lieu d'une baignade, au niveau d'un marais adjacent où vivent des espèces d'oiseau menacées, etc. Typiquement, ces récepteurs sont judicieusement dispersés dans l'espace pour permettre une bonne vision générale de la pollution.

De manière générale, il existe une relation entre les quantités émises par les n différentes sources que l'on note comme précédemment $q_1, \dots, q_i, \dots, q_n$ et le niveau de pollution ambiante x_j mesurés au niveau d'un récepteur quelconque j :

$$x_j = F(q_1, \dots, q_i, \dots, q_n) + B_j$$

avec B_j , le niveau de la pollution de fonds. Souvent, on peut approximer cette relation par une forme linéaire ce qui conduit à :

$$x_j = \sum_{i=1}^n a_{ij} \cdot q_i + B_j$$

Les coefficients a_{ij} sont appelés coefficients de transfert. Ils définissent la fraction de

pollution émise au niveau de la source i qui sera transportée jusqu'au récepteur j , c'est à dire le taux de conversion des émissions en pollution ambiante. Formellement, ils sont définis par $a_{ij} = \partial x_j / \partial q_i$.

4.2 Quels sont les niveaux optimaux d'émission des différentes sources ?

Pour éviter les calculs matriciels, nous allons considérer un cas simple avec un seul récepteur et n sources. La fonction de transfert se résume donc à :

$$x = \sum_{i=1}^n a_i \cdot q_i + B \quad (9)$$

Le dommage dépend de la pollution ambiante ; nous aurons donc $D = D(x)$ et nous continuons à faire les hypothèses que $D_x > 0$ et $D_{xx} \geq 0$. Avec ces hypothèses le programme d'optimisation sociale s'écrit :

$$\min_{q_1, \dots, q_n, x} \sum_{i=1}^n C^i(q_i) + D(x), \quad (10)$$

sous la contrainte (9). On substitue (9) dans (10) et on obtient :

$$\min_{q_1, \dots, q_n} \sum_{i=1}^n C^i(q_i) + D\left(\sum_{i=1}^n a_i \cdot q_i + B\right)$$

Les n CPO définissent alors l'optimum :

$$\begin{aligned} -C_q^1(q_1) &= a_1 \cdot D_x(x) \\ &\vdots \\ -C_q^i(q_i) &= a_i \cdot D_x(x) \\ &\vdots \\ -C_q^n(q_n) &= a_n \cdot D_x(x) \end{aligned} \quad (11)$$

On remarque alors que le niveau optimal de pollution de chaque source est influencé par son coefficient de transfert. Plus le coefficient est élevé, plus le niveau est faible : la politique optimale est plus exigeante avec les sources à plus grand pouvoir polluant. La seconde remarque est que les coûts marginaux ne sont plus égaux à l'optimum puisque les coefficients de transfert sont différents.

4.3 Quelle est alors la taxe pigouvienne ?

Chaque pollueur continue d'égaliser la taxe avec son coût marginal. Etant donnée cette fonction de réaction, le taux de la taxe optimale doit donc être individualisé. En l'occurrence le pollueur i doit être soumis à une taxe $t_i^* = a_i D_x(x^*)$ avec x^* la pollution ambiante optimale définie implicitement par le système d'équations (11).

Nous avons raisonné avec un récepteur unique. S'il y a k récepteurs, le réglementeur doit définir un taux de taxe pour le pollueur i pour chaque récepteur, le taxe totale

étant égale à la somme de ces taxes élémentaires.

Cela a des conséquences sur le résultat de Baumol et la capacité des taxes à minimiser le coût agrégé. Quand il y a différenciation des dommages, une taxe uniforme ne minimise plus le coût agrégé pour atteindre un niveau de pollution *ambiante* donné. On peut le montrer rapidement en résolvant le programme de minimisation du coût pour une pollution ambiante x quelconque :

$$\min_{q_1, \dots, q_n} \sum_{i=1}^n C^i(q_i) \quad \text{sous la contrainte} \quad x = \sum_{i=1}^n a_i \cdot q_i + B,$$

dont le Lagrangien s'écrit :

$$\min_{q_1, \dots, q_n} \sum_{i=1}^n C^i(q_i) - \lambda \left(x - \sum_{i=1}^n a_i \cdot q_i - B \right)$$

Les n CPO s'écrivent alors :

$$\begin{aligned} -C_q^1(q_1) &= a_1 \cdot \lambda \\ &\vdots \\ -C_q^i(q_i) &= a_i \cdot \lambda \\ &\vdots \\ -C_q^n(q_n) &= a_n \cdot \lambda \end{aligned}$$

On observe bien que la minimisation des coûts est maintenant en contradiction avec l'égalisation des coûts marginaux que permet spontanément la taxe à taux uniforme.

Ainsi la spatialisation des dommages induit une forte complexification de l'usage des taxes puisqu'il devient nécessaire de différencier les taux de taxe auxquelles sont soumis les différents pollueurs. Il en va de même avec les autres instruments, notamment les normes. Mais, quand les émissions entraînent de manière additive dans la fonction de dommage, la norme optimale exigeait déjà être différenciée pour être efficace. Avec la différenciation spatiale des dommages, cette exigence touche maintenant la taxe. La taxe perd ainsi une partie de son avantage sur la norme.

Parce qu'il serait administrativement très coûteux de différencier au niveau de chaque source l'instrument, une solution est de différencier la politique environnementale selon un zonage différenciant spatialement la rigueur des obligations réglementaires, différenciant les taux de taxe, de subvention etc. C'est ce que font les Agences de l'Eau avec les zones de redevance pollution par exemple.

En résumé, la différenciation spatiale des dommages rend la taxe d'un maniement délicat puisqu'il faut en différencier les taux selon les pollueurs. Elle perd une partie des avantages relatifs sur la norme dans ces contextes. En particulier, on ne peut plus obtenir aussi facilement une minimisation du coût agrégé de dépollution.

5 Que faire de la recette de la taxe ?

La taxe est implicitement une tarification de la pollution qui affecte les droits de propriété à la puissance publique. Elle concède des droits d'usage sur l'environnement moyennant paiement financier ce qui assure des revenus utilisables par les autorités publiques (Etat, Agences de l'Eau, collectivités locales). Que faire de ces flux financiers en provenance des pollueurs ? En simplifiant, deux utilisations sont possibles : (i) financer des subventions environnementales ou (ii) réduire d'autres taxes en respectant une contrainte de neutralité budgétaire.

5.1 Le modèle de la taxe affectée

Les recettes sont affectées au financement de subventions de la dépollution dans le même domaine. En France, les redevances perçues par les Agences de l'Eau relèvent de cette logique. Dans le cas général, pour des raisons de praticabilité, les subventions ne sont pas assises sur la quantité de pollution évitée ou supprimée comme les subventions à la dépollution que nous avons analysées dans la section 2. Leur assiette est le coût d'investissement dans le dispositif de dépollution. Par exemple, les Agences de l'Eau financent environ 30-40 % du coût d'investissement d'une nouvelle station d'épuration. Jusque la fin des années 1990, cette modalité d'utilisation de la recette concernait également les taxes parafiscales gérées par l'ADEME (sur les déchets mis en décharge, sur les émissions de SO₂ et de NO_x etc.). Mais la réforme de la TGAP sur lequel nous reviendrons plus bas a modifié cette situation.

5.2 Le modèle du double dividende²

L'autre solution consiste à affecter les recettes au budget de l'Etat au même titre que les autres impôts. Si l'on s'impose une contrainte de neutralité budgétaire, cette affectation permet alors de réduire d'autres taxes dites distorsives. Pour comprendre ce modèle, nous allons nous arrêter sur cette notion de fiscalité distorsive qui est centrale dans l'analyse économique de la fiscalité.

Un Etat doit lever des fonds pour financer ses activités et utilise pour cela l'outil fiscal. Le problème est que la plupart des taxes introduisent des distorsions et des inefficacités dans l'économie. Par exemple, une taxe sur le travail (les charges salariales) rend le travail plus cher et incite les employeurs à acheter moins de travail ce qui diminue le niveau d'emploi. L'impôt sur le revenu est désincitatif pour les hauts revenus : plus on gagne, moins il est intéressant de faire des efforts supplémentaires pour gagner plus du fait de la progressivité des taux. Les taxes sur le capital et sur l'épargne peuvent susciter une fuite des capitaux vers des pays moins taxés etc. Dans tous ces exemples, les inefficacités ont la même source : les taxes incitent des agents économiques (employeurs, ménages à hauts revenus, etc.) à modifier leur comportement dans un sens contradictoire avec l'intérêt général.

² Pour aller plus loin sur le double dividende, voir par exemple le traitement très pédagogique de Parry et Oates (1998)

Le contraste est frappant avec les taxes environnementales puisqu'elles modifient également les comportements des taxés (les pollueurs) mais dans un sens conforme à l'intérêt général. D'où **l'idée dite du double dividende** conforme à la logique du "Faire d'une pierre deux coups" **d'utiliser les revenus de la fiscalité environnementale pour diminuer les taxes distorsives**. Dans un sens plus restreint, on considère le plus souvent l'option de réduire la fiscalité sur le travail. D'où la notion d'un double dividende environnement et emploi. Ce raisonnement paraît imparable. Il montre que la taxe conduit à deux effets positifs :

- *Un effet direct sur le bien-être* via l'internalisation des coûts externes
- *Un effet recyclage du revenu* via la diminution de la fiscalité distorsive

Mais ce raisonnement omet un effet négatif sur le bien-être que Parry et Oates appelle *l'effet interaction des taxes*. Appliquons le raisonnement en se limitant à un double dividende emploi environnement et en considérant donc seulement la fiscalité sur le travail. Cette fiscalité distord le marché du travail. En particulier, il existe un écart significatif entre le salaire payé par l'employeur et le salaire net perçu par l'employé. Cela implique que, en marginal, la valeur de la production supplémentaire générée par la dernière unité de travail sera plus élevée que le coût réel du travail pour l'employé (en termes de temps de loisir perdu, etc.).

Dans ce contexte, une taxe environnementale renchérit le coût de production. Dans la mesure où une partie de ce surcoût est intégrée dans le prix des produits achetés par les consommateurs, cela réduit leur revenu disponible et donc leur consommation. Par ailleurs, l'augmentation des coûts de production va réduire les profits des producteurs ce qui va également diminuer leur niveau de production et leur demande de travail. Au final, on a une diminution de la production et donc du travail. Lequel de ces trois effets va l'emporter ? Les modèles traitant cette question montre que cela dépend de la structure de l'économie et qu'il n'y a pas de réponse générale. C'est un champ de recherche encore très actif

5.3 Comparaison des deux modèles

Quels sont les mérites et inconvénients respectifs des deux approches ? Tout d'abord, nous venons de montrer que l'efficacité macroéconomique du modèle double dividende restait largement discuté entre les économistes. Mais le modèle de la taxe affectée présente de nombreux défauts :

- Le principe d'affectation contraint le choix de l'affectation de la dépense publique puisque ex-ante, on définit une règle qui limite l'allocation des recettes à un domaine précis. Dans un contexte qui évolue sans cesse, les contraintes a priori sont inefficaces puisqu'elles interdisent des révisions des choix initiaux qu'exigerait la nouvelle situation. C'est un argument très classique de la théorie des finances publiques
- Adopter le modèle de la taxe affectée consiste par définition à offrir des subventions aux pollueurs ce qui a des effets pervers sur les décisions de long terme d'entrée-sortie comme nous l'avons montré plus haut.
- En outre, dans la pratique, l'assiette des subventions n'est pas la quantité

dépolluée mais le coût d'investissement dans les équipements de dépollution. Cette assiette particulière génère plusieurs distorsions supplémentaires. Primo, ces subventions favorisent le contenu en capital de la dépollution par rapport au contenu en travail et ne favorisent donc pas l'emploi. Secundo, on distingue parfois deux grandes catégories de stratégies de protection de l'environnement : (i) les stratégies de prévention, i.e. d'évitement de production de la pollution par l'utilisation de technologies dites propres et (ii) les stratégies de réparation ou curatives, i.e. de traitement et d'épuration de la pollution émise par des technologies "bout de chaîne" ("end of the pipe"). A priori, les subventions sur les investissements ont un effet incitatif asymétrique sur ces deux types de stratégies. En l'occurrence, elles favorisent les stratégies curatives qui sont généralement plus 'investissements intensives' que la prévention. Le modèle de la taxe affectée tend donc à limiter la prévention.

Il est parfois avancé qu'un avantage de la taxe affectée est qu'elle démultiplie l'effet incitatif et donc environnementale du dispositif : à l'effet de la taxe s'ajoute l'incitation à la dépollution de la subvention. Ce n'est pas réellement un avantage. Cela signifie simplement que si l'on veut conserver un même résultat environnemental avec une taxe non affectée, il faut augmenter son taux. En revanche, il est clair présente des avantages au niveau de l'acceptabilité par les taxés. Les agents taxés sont plus favorables à ce schéma qu'au modèle double dividende puisque ils peuvent récupérer sous la forme de subvention tout ou partie des taxes versées. Ce n'est pas strictement un argument d'efficacité.

Le dernier volet de la comparaison est institutionnel. Le modèle de la taxe affectée correspond à un modèle institutionnel dans lequel ceux qui décident des modalités de redistribution sont des agences publiques spécialisées (l'ADEME, les Agences de l'Eau). En général, elles associent à cette décision les taxés (cf. les Comités de Bassin pour les Agences de l'Eau au sein desquels les usagers de l'eau et donc ceux qui payent les redevances sont fortement présents). En revanche, une taxe non affectée est reversée au Budget Général de l'Etat. Son utilisation fait donc l'objet d'une décision annuelle lors du vote du budget par le Parlement. Qui est le mieux à même de défendre l'intérêt général ? Des députés élus au suffrage universel ou des agences associant dans un souci de démocratie les premiers concernés (version rose) ? Des députés ignorants des questions d'environnement et soumis à toutes les pressions car obsédés par leurs réélections ou des fonctionnaires sans vision politique et soucieux d'augmenter leur pouvoir (version noire) ? Les économistes ont peu de réponses à ces questions.

6 Les permis d'émission négociables (PEN)

Les permis négociables sont une invention théorique d'un économiste canadien, Dales, développée dans un livre publié en 1969. Cette innovation n'a pour l'instant été expérimenté en pratique qu'aux Etats-Unis pour gérer les émissions de dioxyde de soufre par les centrales thermiques notamment et au Royaume Uni pour les émissions de CO₂. Ce développement encore limité des permis négociables dans les politiques environnementales n'est pas si modeste si l'on considère le délai finalement court écoulé depuis leur création théorique (30 ans). Faire le point sur l'efficacité de ces systèmes est pourtant indispensable car ils constituent l'un des instruments clé dans le cadre du Protocole de Kyoto sur l'effet de serre. En outre, une Directive européenne sur les permis a été publiée en Octobre 2003. Elle prévoit la création d'un marché européen à émettre du CO₂ en janvier 2005.

6.1 Principe de fonctionnement

Deux systèmes sont possibles : le système "Cap and Trade" et le système "Baseline and Credit".

Le système "Cap and Trade"

Sur une aire géographique donnée, le réglementeur définit d'abord un plafonds d'émission (un "cap" en anglais). Par exemple, il impose une limitation des émissions de SO₂ à 150 000 tonnes par an. Ensuite, il distribue aux émetteurs une quantité de droit à pollueur correspondant au plafonds. Par exemple, il émet 150 000 droits à polluer qui autorise leur possesseur à émettre une tonne de SO₂ par an dans l'atmosphère. A ce stade, le système a une logique de norme d'émission : chaque pollueur se voit imposer une contrainte quantitative sur ces émissions. Mais le système diffère de la réglementation du fait du caractère *échangeable* des droits sur un marché.

Les permis peuvent être distribués selon deux modalités principales :

- par une distribution gratuite des droits aux pollueurs. Dans ce cas, la règle de répartition la plus fréquente repose sur une allocation au prorata de leurs émissions passées. On parle alors de "grandfathering".

Sur le marché, un prix va émerger de la confrontation d'une offre et d'une demande. L'offre sera constituée des firmes dont le coût marginal de dépollution est faible. Cela leur permet de dépolluer à bas coût et de libérer ainsi des permis qu'elles peuvent vendre. Symétriquement, les firmes ayant des coûts marginaux plus élevés ont intérêt à éviter de dépolluer en achetant des permis supplémentaires. Ces firmes constitueront la demande sur le marché. Ainsi, l'échange naît de l'hétérogénéité des coûts de dépollution. Si toutes les firmes avaient des coûts identiques, aucun échange ne serait profitable.

- par une vente aux enchères

Dans cette configuration, les permis sont vendus aux plus offrants par l'autorité publique. De facto, les échanges de permis interviennent essentiellement entre les pollueurs individuels et l'autorité publique. Dans ce système, les échanges entre pollueurs sur le marché dit secondaire - par opposition au marché "primaire" constitué par les enchères - sont a priori extrêmement limités puisque chacun a déjà réalisé les arbitrages pollution-achat de permis lors des enchères initiales. On a donc un système formellement très similaire à une taxe si ce n'est que le prix n'est pas fixé administrativement mais par le mécanisme d'enchères.

Le système "Baseline and Credit"

Dans ce système, le réglementeur fixe un taux de réduction par rapport à une année de référence (par exemple, - 30% de SO₂ par rapport à 1995). Il distribue alors des crédits d'émission qui exigent de chaque pollueur par exemple de réduire leur émission de 30% de SO₂. Il peut parfaitement différencier l'objectif de chaque pollueur. Si à la fin de l'année, le pollueur a fait plus, il peut revendre les crédits non utilisés à un pollueur qui a fait moins. Par exemple, si le pollueur réalise - 35%, cela dégage une quantité de permis correspondant à 5% de ses émissions qu'il vend sur le marché.

D'un point de vue économique, un système Baseline and Credit est identique à un système Cap and Trade si ce n'est que les permis sont exprimés d'une façon différente.

6.2 Analyse économique en information parfaite

Nous allons montrer que : (i) un système de PEN peut être aussi efficace qu'une taxe Pigouvienne et (ii) ce résultat ne dépend pas des modalités de l'allocation initiale de permis. Nous allons considérer un système de Cap and Trade dans lequel le réglementeur a distribué gratuitement les quantités $A_1, \dots, A_i, \dots, A_n$ à n pollueurs. Nous considérerons plus loin les autres modes d'allocation initiale.

En conservant les notations utilisées jusque là, le programme d'optimisation du pollueur i s'écrit :

$$\min_{q_i} C^i(q_i) + p \cdot (q_i - A_i). \quad (12)$$

Le premier terme correspond au coût de dépollution, le second correspond au coût d'achat de la quantité de permis. Cette quantité $(q_i - A_i)$ peut être positive si la pollution est supérieure à l'allocation initiale ou négative. Dans ce dernier cas, le second terme est la recette tirée de la vente des permis excédentaires. On fait l'hypothèse que le marché des permis est concurrentiel, c'est à dire que le prix ne dépend pas de q_i . La CPO de ce programme s'écrit alors :

$$-C_{q_i}^i(q_i) = p. \quad (13)$$

On retrouve le résultat familier de l'égalisation du coût marginal et du prix. Remarquons que la réponse environnementale du pollueur ne dépend pas de la quantité de permis qui lui a été initialement allouée par le réglementeur.

Quel sera l'équilibre du marché concurrentiel des permis ? Il est défini par deux conditions : (i) les pollueurs maximisent leur profit ce que décrit l'équation (13) et (ii) les quantités de permis achetées sont égales aux quantités vendues. Comme par ailleurs, les pollueurs doivent détenir la quantité de permis correspondant à leur niveau d'émission, cette seconde condition peut s'écrire $\sum A_i = \sum q_i$. L'équilibre est donc décrit par :

$$-C_q^1(q_1) = \dots = -C_q^i(q_i) = \dots = -C_q^n(q_n) = p \quad (14)$$

$$\sum_i A_i = \sum_i q_i$$

On remarque que, comme la taxe, un système de PEN permet spontanément la minimisation du coût agrégé. La comparaison de (14) avec (2) montre qu'on peut atteindre l'optimum social si :

$$p = D_q \left(\sum_i q_i \right) \quad (15)$$

Nous noterons p^* le prix de ce système de PEN optimal. A la différence d'une taxe, le réglementeur ne fixe pas le prix mais un plafonds global. Pour satisfaire (15), il lui suffit de fixer un cap $\sum q_i$ – et donc de distribuer une quantité globale de permis – qui satisfasse :

$$-C_q^1(q_1) = \dots = -C_q^i(q_i) = \dots = -C_q^n(q_n) = D_q(\sum q_i) \quad (16)$$

Les conditions marginales des PEN sont donc très similaires à celles d'une taxe pigouvienne si ce n'est que la taxe t^* est remplacée par le prix de marché p^* . Les propriétés en termes d'efficacité de court terme et de minimisation des coûts de dépollution sont donc les mêmes.

A long terme, les propriétés sont également les mêmes à *partir du moment où on ne distribue pas au nouvel entrant des permis gratuits*. En effet, pour entrer, il devra payer ses émissions à des pollueurs déjà en place au prix du marché p^* qui coïncide avec le taux d'une taxe pigouvienne. De la même façon, les incitations à sortir du marché sont les mêmes que pour une taxe pigouvienne : la seule différence est qu'au lieu d'économiser une taxe t^* par unité de pollution, il revend chaque unité de pollution au prix p^* .

Ces résultats ne sont pas modifiés si on considère d'autres modes d'allocation initiale des permis. Par exemple, si les permis sont vendus aux enchères, cela se traduit formellement très simplement en supposant que les $A_1, \dots, A_i, \dots, A_n$ sont nuls. Cela ne change rien au résultat puisqu'ils n'interviennent pas dans les équations d'équilibre.

Pour résumer, en information parfaite, un système de PEN correctement calibré a la même efficacité économique qu'une taxe Pigouvienne, et ce quel que soit le mode d'allocation initiale choisi.

6.3 Différences entre les PEN et les taxes sur les émissions

Nous venons de voir que les PEN avaient le même comportement que les taxes dans un contexte d'information parfaite. Dès qu'on relâche cette hypothèse, les deux instruments présentent des propriétés très différentes

Une variable de contrôle "quantité" comme la norme

Avec les permis négociables, la variable de contrôle du régulateur est une variable quantité : le plafonds global d'émission ou un taux d'émission. Dans le cas d'une taxe, la variable de contrôle est le niveau de taxe, i.e. une variable prix. De ce point de vue, le système des permis est donc plus proche de la norme d'émission que de la taxe. Comment s'appliquent alors les analyses de Baumol et de Weitzman dont nous avons présenté les principes dans la section 3 ?

- Dans le cadre d'une approche de second rang à la Baumol dans laquelle l'objectif à atteindre est donné, un système de PEN combine les avantages de la taxe et de la norme. En effet, comme c'est un instrument quantité, le régulateur peut paramétrer sans tâtonnement le système pour qu'il atteigne l'objectif. Il le fait simplement en fixant le "Cap". Ensuite le marché conduit à une égalisation des coûts marginaux et donc à la minimisation du coût.
- Conformément à l'analyse de Weitzman, un système de PEN partage le même comportement qu'une norme par rapport au ratio ratio "pente du coût marginal de dépollution / pente du dommage marginal ". En l'occurrence, si ce ratio est inférieur à 1, un système de PEN est plus efficace qu'une taxe

Dans le cas de systèmes avec allocation gratuite, un instrument ne générant pas de revenu pour le budget public

Dans la pratique, les systèmes avec distribution initiale gratuite des droits sont beaucoup plus fréquents que les dispositifs avec enchères. Cette caractéristique améliore évidemment l'acceptabilité de l'instrument par les réglementés. C'est un avantage qui n'est pas mince quand on constate la réticence des entreprises vis-à-vis des taxes. Dans certains pays, par exemple les USA, les permis d'émission négociables sont ainsi les seuls instruments économiques acceptables politiquement. Cela signifie également que tout ce que nous avons dit sur le recyclage des revenus des taxes ne s'applique pas à ce type de système de permis.

Un instrument flexible par rapport aux changements exogènes

Dans un système de permis négociables, le prix s'établit sur un marché. Dans le cas d'une taxe, le "prix" - le taux de taxe - est déterminé par une autorité publique. La taxe est donc un prix administré. Cette différence confère une bien plus grande flexibilité

aux PEN en cas de choc exogène. En cas d'inflation par exemple, le prix sur le marché des permis s'ajuste spontanément en suivant la hausse globale des prix. Avec une taxe, les autorités publiques doivent réviser les taux de la taxe pour ne pas affaiblir le niveau du signal délivré aux pollueurs. Ceci est source de coût administratif et de délai d'ajustement que permet d'éviter les PEN.

7 Instruments et incitation à l'innovation

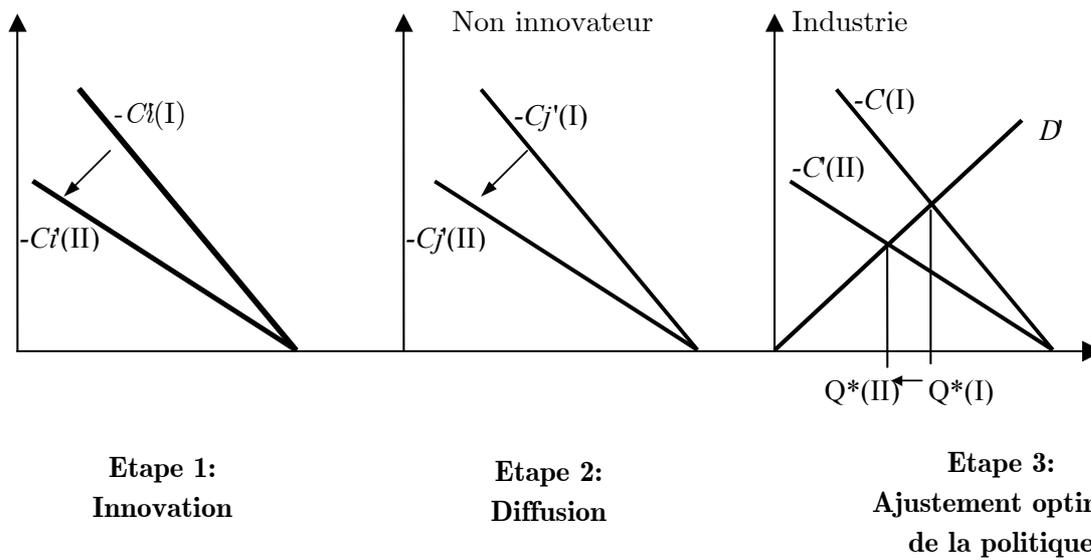
Nous allons maintenant traiter une nouvelle dimension de l'efficacité : l'aptitude de différents instruments à inciter les pollueurs à innover dans les technologies de dépollution. Innover procure des gains d'efficacité sur le moyen et le long terme. C'est une dimension essentielle de l'efficacité. Trente ans après la naissance des politiques d'environnement modernes, la plupart des progrès accomplis l'ont été par un recours à des solutions "bout de chaîne" ("end of the pipe"). Il existe un consensus entre les observateurs pour considérer que les marges de progrès sur ce type de technologie ont été exploitées. Dans ce contexte historique, il deviendrait nécessaire de changer de paradigme technologique en basculant vers une logique de technologies propres et de prévention. Cela nécessite une accélération de l'innovation dans les technologies de dépollution. Cette importance de l'innovation est également très présente dans les débats sur la politique de changement climatique. Dans ce domaine, la solution du problème réside dans des évolutions technologiques de long terme.

Sur la question de l'innovation, les travaux sont essentiellement théoriques. Ils font l'objet d'une très bonne recension dans Jaffe et al. (2000). La contribution de référence demeure celle de Milliman et Prince (1989) malgré ses limites (information parfaite, une activité de R&D non modélisée). Nous allons en présenter ici l'argument.

Pour mesurer l'incitation à l'innovation, l'approche de Milliman et Prince consiste à quantifier l'importance des gains pour l'innovateur selon les différents instruments. Ils analysent 4 types d'instruments : la norme d'émission, la taxe sur les émissions, les permis d'émission négociables (PEN) mis aux enchères, les permis d'émission négociables alloués gratuitement. En outre, ils posent des hypothèses, très simplificatrices quand il s'agit de R&D, de marché parfait et d'information parfaite. Leur hypothèse de départ est de considérer que le changement technique dans le domaine des politiques environnementales comporte trois étapes représentées sur la Figure 9 :

- **Étape 1 : L'innovation.** Lors de cette étape, une firme i innovatrice innove ce qui fait basculer sa courbe de coût marginal de $C'_i(I)$ à $C'_i(II)$.
- **Étape 2 : La diffusion.** Progressivement, les firmes non innovatrices, indicées j sur la Figure 9, adoptent l'innovation réalisée par la firme i ce qui fait basculer leur propre courbe de coût marginal.
- **Étape 3 : L'ajustement optimal de la politique par le régulateur.** À ce stade, l'innovation a totalement diffusé dans l'industrie, ce qui a conduit à un basculement de la courbe du coût agrégé de dépollution de $C'(I)$ à $C'(II)$. Dans ce nouveau contexte, la politique doit être révisée. En particulier, son objectif environnemental doit être revue à la hausse (passage à $Q^*(II)$) pour retrouver une égalisation entre le coût marginal et le dommage marginal D' .

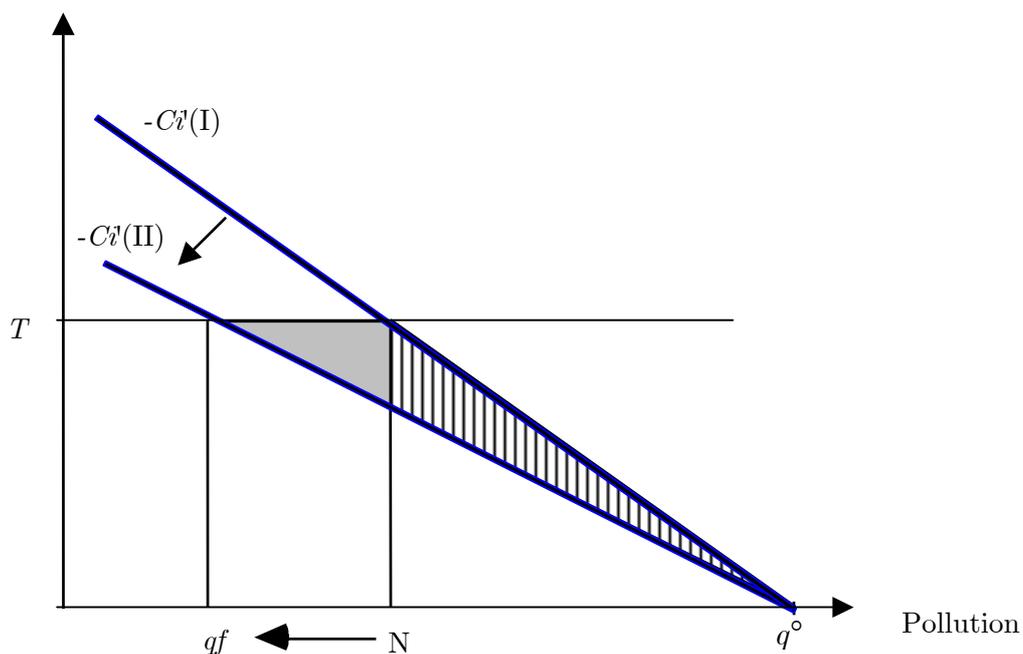
Figure 9 Les trois étapes du cycle d'innovation



Chaque étape génère des gains ou des pertes pour l'innovateur dont la somme permet de mesurer son incitation à innover. Nous allons considérer successivement les différentes étapes.

Lors de l'étape 1, tous les instruments économiques fournissent des gains équivalents et supérieurs à ceux de la norme car innover permet de réduire sa pollution ce qui dégage des bénéfices financiers (diminution du poids de la taxe, revente de permis etc.) quand un instrument économique est utilisé. Nous allons le démontrer à l'aide de la Figure 10 qui présente l'argument dans le cadre de la comparaison d'une taxe et d'une norme sur les émissions.

Figure 10 Les bénéfices pour l'innovateur sous des régimes de taxe et de norme d'émission



Dans un régime de norme qui prescrit un niveau de pollution N , le gain pour l'innovateur induit par la transformation de la courbe $-C'(I)$ en courbe $-C'(II)$ est représenté par la surface hachurée qui correspond à une diminution du coût de dépollution associée à l'innovation. Dans le cas d'une taxe, les conséquences de l'innovation sont plus complexes. Considérons une taxe T permettant d'obtenir le niveau de pollution N dans la situation initiale. L'innovation conduit l'innovateur à réajuster son niveau de pollution qui devient qf . C'est un premier résultat de l'analyse. Contrairement à une norme, une taxe induit sur le long terme une diminution spontanée de la pollution sous l'effet de l'innovation.

Sous un régime de taxe, les gains pour l'innovateur sont alors : la surface hachurée liée à l'économie de coût de dépollution sur la gamme de dépollution qui va de q^0 à N , mais également la surface grise qui correspond au bénéfice pour l'innovateur de l'ajustement de son niveau de pollution de N à qf . La taxe fournit donc plus d'incitation à l'innovation au niveau de cette première étape. Ce raisonnement se généralise à tous les instruments économiques qui partagent avec la taxe cette propriété de délivrer un signal à l'innovateur.

Lors de l'étape 2, la diffusion ne concerne pas l'innovateur. Quand il est sous un régime de taxe ou de norme, cette diffusion n'a aucun effet sur lui. En revanche, la diffusion va l'affecter indirectement si nous sommes dans un régime de PEN. La conséquence générale de la diffusion de l'innovation est de rendre plus facile la dépollution et donc de diminuer la demande de permis. Cela conduit à induire une baisse des prix des permis. Cette baisse est-elle favorable ou défavorable à l'innovateur ? Cela dépend du système de PEN. Si il s'agit d'un système de PEN avec mise aux enchères, la baisse des prix profite à l'innovateur (comme aux autres firmes d'ailleurs) puisqu'il paiera moins cher les PEN qu'il doit acheter au réglementeur. Dans le cas d'un PEN à allocation gratuite, les échanges interviennent cette fois entre les firmes de l'industrie. Or, dans cette configuration, la firme innovatrice qui voit ces coûts de dépollution baisser est vendeur sur le marché. La diminution du prix lui est donc défavorable.

L'étape 3 génère des pertes pour l'innovateur quel que soit le régime. La raison en est que cette étape voit un renchérissement de l'ambition environnementale de la politique sans différenciation selon les instruments

Sur la base de ce raisonnement, Milliman et Prince propose une hiérarchie des instruments résumée dans le Tableau 1.

Pour résumer, seuls les taxes et PEN avec mise aux enchères fournissent systématiquement des incitations positives à l'innovation. Pour les autres le bilan est incertain : cela dépendra pour l'essentiel des courbes de coût de dépollution et de dommage. Du point de la hiérarchisation des instruments, la norme se retrouve en queue de peloton.

Tableau 1 Hiérarchisation des différents instruments selon la hauteur des gains pour l'innovateur (hypothèse : pas de brevet)

	Norme d'émission	PEN gratuit	PEN enchères	Taxe
1. Innovation				
Gain pour l'innovateur	4	1	1	1
2. Diffusion				
Gain pour l'innovateur	2	4	1	2
3. Ajustement politique				
Gain pour l'innovateur	1-4	1-4	1-4	1-4
Bilan = réduction des coûts pour l'innovateur	Incertain	Incertain	Oui	Oui

8 Le problème de la pollution diffuse

8.1 Le problème

Définition : une pollution est dite diffuse quand le réglementeur ne peut observer à un coût raisonnable les émissions individuelles des pollueurs.

L'exemple canonique est celui de la pollution agricole azotée des nappes d'eau souterraine. Dans l'état actuel des techniques, il est extrêmement difficile de mesurer les contributions individuelles des agriculteurs à la pollution d'une nappe phréatique. Par exemple, les quantités d'engrais azotés épandus ne reflètent pas fidèlement la pollution individuelle. La pollution est le résidu de l'épandage qui n'est ni absorbé par la plante ni immobilisé dans la couche superficielle du sol. Seul le niveau de la pollution ambiante – ici le taux de nitrates dans la nappe – est facilement observable et on ne peut inférer le niveau des émissions individuelles à partir de la pollution ambiante pour deux raisons :

- Pour un niveau donné d'émission, l'effet sur la pollution ambiante est incertain à cause de variables aléatoires (les conditions pédoclimatiques dans le cas de la pollution diffuse agricole par exemple)
- Les effets de plusieurs pollueurs contribuent à la pollution ambiante et seul l'effet combiné est observable. Il y a *production jointe* de la pollution

Le problème économique à traiter est un problème d'**aléa moral** au sens de la théorie des incitations: le réglementeur ne connaît pas une variable que l'agent peut manipuler (dont il peut choisir la valeur) : son niveau d'émission. Dans ce contexte, les instruments traditionnels - norme d'émission, taxe sur les émissions - sont pris en défaut puisqu'ils exigent tous la connaissance des émissions individuelles. Ce problème n'est pas seulement celui de la pollution agricole. On peut citer par exemple la pollution atmosphérique urbaine par les automobiles, les petits producteurs de déchets (PME, particuliers etc.).

Que peut faire le réglementeur ? Un premier type de solution consiste à exploiter l'information dont dispose le réglementeur sur le niveau de pollution ambiante. C'est le principe sous-jacent à la taxe ambiante dont nous allons maintenant présenter le principe.

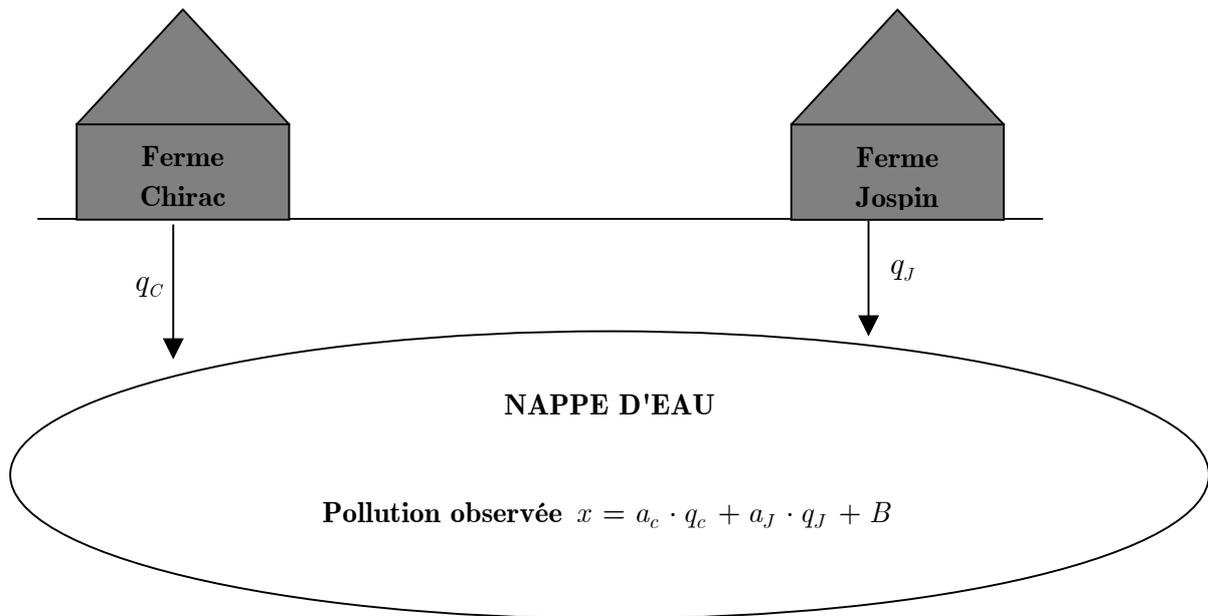
8.2 La taxe ambiante (Segerson, 1988)

Considérons un cas simple avec deux fermes polluant une nappe d'eau dans laquelle on observe un niveau de pollution x . Cette pollution résulte de l'épandage des quantités q_C et q_J par les deux fermiers Chirac et Jospin (Figure 11). Le réglementeur ne connaît que x et sait que les deux responsables sont les deux fermiers. En revanche, nous connaissons la fonction de transfert qui associe les quantités épandues à la pollution ambiante $x = a_C \cdot q_C + a_J \cdot q_J + B$ avec B un terme aléatoire décrivant par exemple les conditions pédoclimatiques.

Avec ce formalisme, $a_C \cdot q_C$ et $a_J \cdot q_J$ représentent les émissions individuelles non

observables des pollueurs. Par ailleurs, nous décrivons les coûts pour les fermiers de réduction de la quantité d'engrais épanchée par les fonctions $C^C(q_C)$ et $C^J(q_J)$. Ces coûts représentent la diminution de récolte correspondante. Par ailleurs, cette pollution génère un dommage $D(x)$.

Figure 11 Deux fermiers sur une nappe d'eau



Cette formalisation du problème est identique à celle que nous avons proposé dans le cas d'une différenciation spatiale des dommages. L'optimum social s'écrit donc :

$$\begin{cases} -C'_q(q_C) = a_C \cdot D'(x) \\ -C'_q(q_J) = a_J \cdot D'(x) \end{cases} \quad (17)$$

Segerson a proposé une formule de taxe du type :

$$t(x - x^\circ)$$

Cette taxe est assise sur la différence entre le niveau de pollution ambiante observée et un niveau de référence x° choisi arbitrairement (par exemple le niveau de pollution initial). C'est une taxe dite ambiante. Chaque fermier payer une taxe en relation avec le dépassement du niveau de référence de pollution ambiante. Que vont faire les deux agriculteurs ? Considérons par exemple le programme d'optimisation de Chirac :

$$\min_{q_C} C^C(q_C) + t(x - x^\circ)$$

Comme $x = a_c \cdot q_c + a_J \cdot q_J + B$, ce programme peut s'écrire :

$$\min_{q_C} C^C(q_C) + ta_c q_c + t(a_J q_J + B - x^\circ) \quad (18)$$

Le pollueur supporte donc un coût fait de trois termes : son coût de dépollution, le coût lié au paiement de la taxe sur sa pollution individuelle ta_cq_c et un dernier terme forfaitaire pour lui puisque ne dépendant pas de q_C : $t(a_J \cdot q_J + B - x^\circ)$. La CPO s'écrit :

$$-C_q^C(q_C) = a_C \cdot t \quad (19)$$

La comparaison de (19) avec (17) montre alors qu'il suffit de choisir un taux de taxe :

$$t^* = D'(x) \quad (20)$$

Ce résultat peut paraître contre-intuitif. Comment une taxe payée par un automobiliste à Paris sur le niveau de qualité de l'air peut l'inciter à réduire l'usage de son automobile ? La réponse est dans l'équation (18). Le second terme ta_cq_c introduit un lien direct entre la taxe et son comportement. En revanche, le dernier terme $t(a_J \cdot q_J + B - x^\circ)$ n'est pour lui qu'un montant forfaitaire sans impact sur son comportement car il ne peut en réduire le montant en modifiant son comportement. C'est là que réside un premier défaut de cette approche. Dans le cas où les pollueurs sont nombreux (comme des automobilistes à Paris), ce dernier terme devient rapidement très grand et le pollueur est amené à payer (ou à recevoir selon la valeur de x°) des sommes gigantesques. La solution devient donc vite politiquement impraticable. Elle ne peut donc être considérée sérieusement que dans des cas de pollution localisée impliquant un très faible nombre de pollueurs.

En fait, la solution de Segerson résout un problème de dilemme du prisonnier lié au caractère joint de la pollution dans le cas de n pollueurs. Puisque la taxe est assise sur un résultat collectif (la pollution ambiante), chaque pollueur individuel peut avoir intérêt à adopter un comportement de cavalier seul. Ce type de comportement se justifie ainsi : pour un pollueur, polluer implique un bénéfice dont il profite entièrement, i.e. le coût de dépollution évité, et un coût qu'il partage avec tous les autres pollueurs, i.e. le coût de la taxe lié à l'augmentation du niveau ambiant de dépollution. Ce problème stratégique est supprimé par un niveau de taxe très important qui dissuade l'adoption de ce comportement : chacun paye la totalité du bénéfice marginal lié à la dépollution et pas une fraction D'/n lié à la hauteur de sa contribution. En quelque sorte, c'est une logique de punition collective.

Remarquons enfin que le dispositif est très gourmand en information. Le réglementeur doit connaître x mais aussi les fonctions de coût et les coefficients de transferts. Cette taxe ambiante pose en fait le même type de problème que la taxe Pigouvienne : en théorie, elle permet d'atteindre un optimum mais sa mise en œuvre pratique soulève des problèmes (besoins en information, montant des transferts financiers associés) qui l'empêchent d'être une solution opérationnelle sous cette forme.

8.3 La pratique

Faute de pouvoir utiliser une taxe ambiante pour lutter contre la pollution diffuse, quels instruments peut-on utiliser ?

- **Des réglementations contraignant les comportements** (et non les émissions individuelles). Ex: interdiction de labour à certaines périodes (la terre labourée conduit à beaucoup plus de migration de nitrates et de pesticides vers les eaux

de surface). Ces solutions ont forcément un caractère uniforme avec les défauts que cela implique en particulier au niveau de la minimisation des coûts.

- **Des mesures volontaires** consistant en fait à laisser l'agriculteur libre d'adopter des règles de comportement ou de nouvelles pratiques culturales diminuant les émissions polluantes. Ce sont en quelque sorte des réglementations optionnelles. Pour inciter les agriculteurs, ces programmes s'accompagnent très souvent de subventions financières (ex: en France, le PMPOA = Protocole de Maîtrise des Pollution d'Origine Agricole, les CTE = contrats territoriaux d'exploitation). Par rapport à une réglementation, le caractère volontaire de ces dispositifs a un impact positif sur les coûts : en supposant les agriculteurs rationnels, ne s'engagent dans ces programmes volontaires que les exploitations agricoles ayant les coûts les plus faibles. En revanche, le résultat environnemental n'est souvent pas au rendez-vous. Enfin, dans le cas de l'utilisation des subventions, leurs inconvénients développés plus haut restent valables.
- **Des taxes dont l'assiette n'est pas le niveau ambiant de pollution.** L'idée est que même si l'on ne peut mesurer directement les émissions individuelles dans les nappes, on peut trouver une base de taxe ayant une relation plus ou moins directe avec ces émissions. Par exemple, on peut taxer sur la base d'un niveau de nitrates dans les couches superficielles du sol de l'exploitation (ex: la taxe sur les nitrates du Bade Wurtemberg), sur la base d'une estimation des émissions calculés en utilisant une comptabilité nitrates de l'exploitation (ex: la taxe danoise, un projet français de taxe sur les excédents azotés abandonné en 2001). Enfin, on peut taxer les intrants à l'origine des pollutions (ex: une taxe sur les engrais azotés). Ces approches permettent d'exploiter les avantages des taxes. Bien sûr, le fait que l'assiette n'est qu'un lien indirect avec le niveau de pollution introduit des distorsions qui diffèrent selon l'assiette choisie.

Dans la plupart des cas, ces approches nécessitent des contrôles plus coûteux et plus difficiles que dans le cas des pollutions ponctuelles : les pollueurs sont en général plus nombreux, plus mobiles ou les prescriptions réglementaires et les assiettes sont plus difficilement observables par le réglementeur. Pour le succès de ces politiques, un contrôle strict est absolument nécessaire.

8.4 Une comparaison d'une taxe sur les engrais azotés (dite "au premier kilo") avec une taxe sur les excédents azotés

La pollution azotée des eaux souterraines et de surface est devenue un problème majeur en France. Il s'avère ainsi impossible de respecter la norme européenne de 50 mg/l d'azote dans les eaux de surface dans des zones étendues du territoire, en particulier dans le grand ouest. Le problème prend notamment sa source dans l'existence d'un excédent structurel d'épandage agricole azoté. Dans ce contexte, on oppose souvent deux solutions fiscales : une taxe sur les excédents azotés et une taxe sur les engrais.

La taxe sur les engrais azotés porte sur une assiette plus indirectement liée à la pollution azotée. Elle est parfois qualifiée de taxe "au premier kilo" car elle est payée

dès le premier kilo d'azote acheté par l'agriculteur alors qu'une taxe sur les excédents ne porte que sur l'azote n'ayant pas été assimilé par la plante. Nous allons comparer l'efficacité économique de ces deux approches.

Les analyses que nous avons mené jusque là se sont concentrées sur des instruments qui visaient l'aval du processus productif du pollueur (typiquement ses émissions polluantes). Nous n'avons donc pas eu besoin de modéliser ce processus productif nous limitant à une description du pollueur à travers son coût de production et son coût de dépollution. Ici, nous étudions deux approches dont l'une vise l'amont et l'autre l'aval du processus productif. Pour mener à bien la comparaison de leurs performances, il nous faut donc une caractérisation de la relation liant les intrants et la production. La microéconomie propose dans ce but le concept de fonction de production.

Hypothèses :

- Soit n agriculteurs hétérogènes
- L'agriculteur i utilise des engrais en quantité q_i pour produire une quantité y_i de blé qu'il vend sur un marché concurrentiel à un prix p_y . Le prix de l'engrais est p_E .
- Son processus de production est résumé par une fonction de production $y_i = F_i(q_i)$ qui est croissante et concave ($F_i'' < 0$).³
- Son activité conduit également à un excédent azoté migrant vers les nappes d'eau. On suppose toujours que le niveau de pollution ambiante est $x = \sum a_i q_i + B$

L'optimum social

Le réglemteur maximise :

$$\max \left[\sum_{i=1}^n (p_y \cdot y_i - p_E \cdot q_i) \right] - D \left[\sum_{i=1}^n a_i q_i + B \right]$$

Les taxes n'apparaissent pas dans la fonction de bien-être puisqu'il s'agit uniquement de transferts entre agents. En substituant $y_i = F_i(q_i)$, on obtient :

$$\max \left[\sum_{i=1}^n (p_y \cdot F_i(q_i) - p_E \cdot q_i) \right] - D \left[\sum_{i=1}^n a_i q_i + B \right],$$

ce qui donne n conditions de premier ordre :

$$p_y \cdot F_i'(q_i) - p_E = a_i \cdot D'(x) \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (21)$$

A l'optimum social, on a l'égalisation du profit marginal de l'agriculteur avec le dommage marginal qu'il génère. Dans la suite, il sera plus facile d'utiliser (21) sous la forme suivante :

$$F_i'(q_i) = \frac{a_i \cdot D'(x) + p_E}{p_y} \quad i = 1, 2, \dots, n \quad (22)$$

³ La concavité de la fonction de production conduit à ce que les rendements d'échelle soient décroissants.

Nous allons maintenant voir si une taxe sur les engrais ou sur les excédents azotés permet aux n agriculteurs d'atteindre leur niveau optimal de production.

La taxe sur les engrais

Identifions la fonction de réaction du pollueur i à une taxe sur les engrais ayant un taux t . Le pollueur i maximise un profit qui intègre cette fois le paiement de la taxe sur ses achats d'engrais:

$$\max_{q_i} p_y \cdot F_i(q_i) - (p_E + t)q_i$$

On obtient alors la condition qui identifie la fonction de réaction du pollueur:

$$F_i'(q_i) = \frac{p_E + t}{p_y} \quad (23)$$

C'est un résultat classique de la théorie microéconomique du producteur : l'agriculteur consomme la quantité d'engrais qui égalise le rapport des prix avec le rendement marginal de l'engrais. Au niveau de la population, les n pollueurs égalisent donc leurs rendements marginaux puisque le second terme de gauche de l'égalité (23) est le même pour tous les pollueurs. Cette égalisation est en contradiction avec (22) sauf si $a_i = a_j \forall i, j$, ce que nous avons exclu par hypothèse. Une taxe sur les engrais ne peut donc être optimale. Intuitivement, la raison en est que en taxant l'engrais acheté, la taxe ne peut différencier efficacement les pollueurs selon leur pouvoir polluant reflété par le coefficient a_i .

La taxe sur les excédents azotés

On suppose maintenant que le pollueur i paye une taxe τ sur l'excédent, c'est à dire sur l'azote non absorbé par la plante, c'est à dire sur l'assiette $a_i q_i$. Il maximise son profit, ce qui s'écrit :

$$\max_{q_i} p_y \cdot F_i(q_i) - p_E \cdot q_i - \tau a_i \cdot q_i$$

On obtient alors la condition :

$$F_i'(q_i) = \frac{p_E + \tau \cdot a_i}{p_y} \quad (24)$$

En combinant (24) et (22), on obtient le taux optimal de taxe sur les excédents azotés :

$$\tau^* = D'(x) \quad (25)$$

Une taxe sur les excédents azotés dont le taux est égal au dommage marginal permet donc en théorie d'obtenir une situation optimale. La cause semble donc entendue. La taxe sur les excédents azotés est donc en première approche plus efficace qu'une taxe sur les engrais. Ce résultat n'a rien de surprenant. La taxe sur les excédents n'est en effet rien d'autre qu'une taxe sur les émissions individuelles. (25) définit donc la taxe Pigouvienne. Or le problème de la pollution diffuse est justement que la mesure de

l'émission individuelle. Pour analyser le problème économique posé, il nous faut donc relâcher l'hypothèse d'information parfaite.

Relâchement de l'hypothèse d'information parfaite

En information imparfaite, il est difficile de conclure sur la supériorité de l'une ou l'autre des solutions :

- La taxe sur les excédents azotés permet d'atteindre l'optimum. Mais elle requiert une mesure des émissions individuelles coûteuses et sources d'erreur. Dans la pratique, deux solutions ont été proposées : (i) un système de comptabilité matière permettant d'inférer des achats d'intrants et des types de culture l'excédent azoté ou (ii) des systèmes de mesure de l'azote dans les couches superficielles du sol des parcelles via un système de trappe (mise en place dans le Bade Württemberg)
- La taxe sur les engrais est sous optimal mais facile à gérer

Il apparaît difficile de trancher au nom de l'efficacité économique. Dans la pratique, les agriculteurs préfèrent la taxe sur les excédents azotés pour des raisons distributives. Parce qu'elle est payée dès le premier kilogramme acheté, la taxe sur les engrais est beaucoup plus coûteuse pour eux.

8.5 Un cas particulier - les taxes sur le carbone

L'analyse que nous venons de mener permet de traiter un cas particulier : les taxes sur le carbone. Les taxes ayant pour objectif la lutte contre l'effet de serre n'ont pas pour assiette les émissions individuelles. Celles-ci sont très difficilement mesurables. Les taxes sont donc perçues sur les carburants c'est-à-dire sur l'intrant dont l'utilisation conduit à l'émission de CO₂. Ses taxes ont ainsi le même type d'assiette que les taxes sur les engrais. Mais à la différence de ces dernières, la quantité de CO₂ présente dans le carburant acheté, les q_i de la section précédente, est égale à la quantité émise dans l'atmosphère, c'est à dire que l'on est dans le cas particulier où les coefficients des différentes sources sont tous égaux à 1 :

$$a_i = 1 \quad \forall i = 1, \dots, n \quad (26)$$

On peut alors parfaitement paramétrer une taxe optimale sur les intrants comme le montre la comparaison de l'équation (23) avec l'équation définissant l'optimum social (22).

Pour résumer, les processus de pollution qui respectent (26) constituent le cas extrême dans lequel une taxe sur les émissions et une taxe sur les intrants ont la même efficacité. Plus généralement, plus les a_i sont différents, c'est-à-dire plus les pollueurs ont un pouvoir polluant hétérogène, plus utiliser une taxe sur les intrants induit une perte d'efficacité par rapport à une taxe sur les émissions.

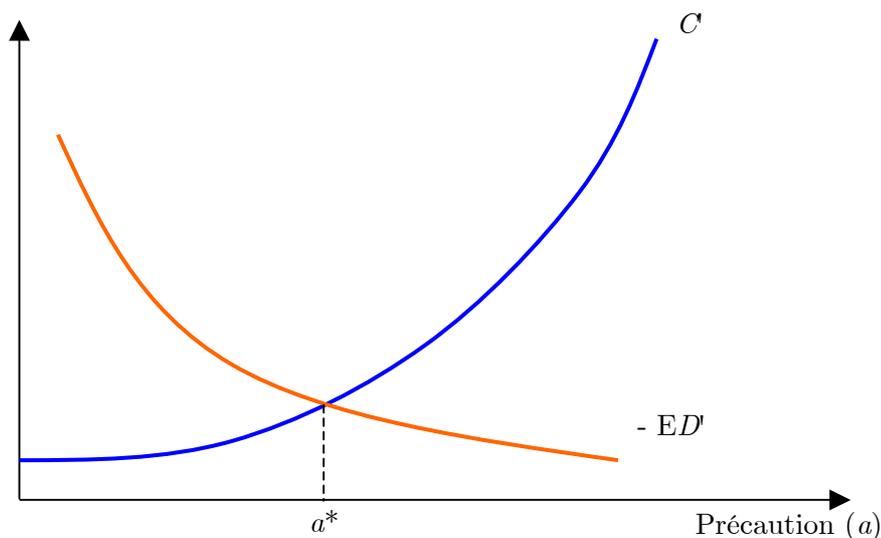
9 Le problème de la pollution accidentelle

9.1 L'utilisation de règle de responsabilité civile

Dans certains cas, la pollution est accidentelle en ce sens qu'elle n'est émise qu'avec une probabilité $\pi < 1$. Relèvent par exemple de cette catégorie les risques technologiques (ex: l'explosion de l'usine AZF de Toulouse) ou les marées noires. D'un point de vue économique, ces problèmes ne sont a priori pas d'une nature très différente de ceux que nous avons traité jusque là. Au lieu de raisonner sur une fonction de coût de dépollution $C(q)$ il suffit de raisonner sur une fonction de coût de précaution $C(a)$ qui dépend de a le niveau de précaution prise par le pollueur avec les hypothèses $C' > 0$ – le coût augmente avec le niveau de précaution – et $C'' > 0$ – l'activité de précaution est l'objet de rendements décroissants.

Quant au dommage environnemental, son occurrence étant aléatoire, on raisonne sur l'espérance statistique de dommage que nous noterons $ED(a)$ avec $ED' < 0$ et $ED'' > 0$. Cette formulation permet alors la caractérisation d'un niveau optimal de précaution a^* égalisant le dommage marginal et le coût marginal (Figure 12).

Figure 12 Le niveau optimal de précaution.



Comment conduire le pollueur potentiel à fixer son niveau de précaution en a^* ? Une première solution possible est réglementaire. Elle va consister à prescrire des règles de conduite correspondant niveau de précaution a^* . Par exemple, le Directive européenne dite Seveso qui traite des risques technologiques oblige un certain nombre de sites dits "à risque" à mettre en place des procédures visant à améliorer la sécurité des installations (audits de sécurité, information des populations avoisinantes, exercices réguliers de simulation d'accident etc.). La seconde stratégie (non exclusive de la première) repose sur des règles de responsabilité. Ces règles définissent par la loi que le pollueur potentiel devra dédommager les parties lésés à hauteur des dommages subis en cas d'accident. Cela conduira *ex ante* alors le pollueur potentiel à intégrer dans son calcul économique les conséquences *ex post* déterminées par son activité de précaution

a. Ayant internalisé le dommage via l'obligation juridique de compenser financièrement les victimes, il fixera alors spontanément son niveau de précaution en a^* .

A priori les règles de responsabilité sont préférables à la réglementation pour des raisons informationnelles. La grande différence entre les deux approches est que la réglementation nécessite de collecter de l'information sur les dommages potentiels (la fonction ED) et les coûts de précaution (la fonction C) *avant* que l'accident ne se produise pour définir la règle de comportement prescrivant le niveau de précaution efficace. L'approche fondée sur la responsabilité reporte cette évaluation après l'accident. L'évaluation n'est donc réalisée que dans le cas où l'accident se produit. C'est un avantage clé pour des dommages ayant des probabilités faibles d'occurrence.

9.2 Règle de responsabilité stricte ou fondée sur la négligence

Le système que nous venons de décrire est un système de responsabilité stricte en ce sens que la responsabilité du pollueur est intégralement engagée dès qu'un accident se produit. Dans la pratique, la responsabilité est dans la plupart des pays (y compris la France) fondée sur un principe de responsabilité pour faute selon lequel la responsabilité n'est engagée que si le pollueur n'a pas été suffisamment précautionneux. Comment cela fonctionne-t-il ? Reprenons pour cela la Figure 12. Quand un accident intervient, le pollueur est assigné en justice par la ou les victimes pour dommages et intérêts. Le juge enquête et construit donc les courbes ED' et C' de la figure. Il identifie le niveau socialement efficace de précaution qu'il définit donc comme le niveau minimal de précaution en deçà duquel il y a négligence. Si le pollueur est en deçà, il doit dédommager à hauteur des dommages subis. Dans le cas contraire, il ne dédommage pas les victimes. Comment ce résultat ex post va-t-il influencer ex ante le pollueur dans son choix du niveau de précaution ? Considérons pour cela la figure 13. Elle est très similaire à la précédente sauf que nous avons ajouté une courbe $E\Delta'$ qui correspond à la compensation marginale que devra payé le pollueur en cas d'accidents. C'est donc une version tronquée en a^* de la courbe de dommage marginal puisque au delà du niveau a^* il n'y a plus de dédommagements des victimes. Cette configuration conduira le pollueur à fixer ex ante son niveau de précaution en a^* . Les deux systèmes de responsabilité stricte paraissent donc également efficaces en première analyse.

Mais si l'on considère que l'évaluation des dommages ex post est coûteuse ou plus généralement que le recours juridique est coûteux, la responsabilité fondée sur la négligence présente un avantage: seules les accidents avec négligence (ou avec soupçon de négligence) donne lieu à un processus judiciaire.

En revanche, la dimension distributive est plutôt à l'avantage de la responsabilité stricte: elle ne laisse pas non dédommagées des victimes dont le seul tort est d'avoir subi des dommages de la part d'un pollueur non négligent.

Figure 13 : Le niveau de pollution dans un régime de responsabilité pour négligence. $E\Delta'$, le dédommagement espéré en noir.



10 Que peut-on dire de l'efficacité des accords négociés ?

10.1 De nouveaux instruments promus par les industriels

Depuis une dizaine d'années, on assiste en Europe à la diffusion d'un nouvel instrument de politique publique, les accords négociés. En France, ces instruments sont peut être moins nouveaux qu'ailleurs puisqu'une dizaine d'accords avaient déjà été signés par le Ministère de l'Environnement dans les années 70.

Leur principe est extrêmement simple. Ce sont des dispositifs négociés entre une autorité publique - en général le Ministère de l'Environnement - et un secteur industriel représenté par une association professionnelle dans lesquels l'industrie s'engage à réaliser un objectif quantitatif de dépollution. Cet objectif est le plus souvent collectif en ce sens qu'il s'applique à l'ensemble de l'industrie. Dans le cas général, les accords n'incluent pas de traduction de cet objectif collectif en objectifs individuels pour les entreprises concernés par l'accord.

Les accords ainsi négociés ne sont pas des contrats au sens juridique du terme. En d'autres termes, ils ne sont pas opposables devant un tribunal en cas de défaillance d'une des parties. En cas de non respect, les industriels n'encourent donc pas de sanctions par ce canal. On verra que d'autres sanctions, plus informelles, peuvent néanmoins exister.

Des accords de ce type ont notamment été signés dans les années 1996-1997 avec quelques secteurs industriels fortement consommateurs d'énergie (aluminium, verre emballage, ciment, sidérurgie, chaux etc.) pour lutter contre l'effet de serre en promouvant l'efficacité énergétique. En juillet 2003, l'Association des Entreprises pour la Réduction de l'Effet de Serre (AERES) a relancé des accords de ce type. Ils incluent des objectifs quantifiés de réduction des émissions de carbone exprimés généralement en pourcentage. L'industrie française des détergents a également signé un accord visant à diminuer les quantités dans phosphates dans les lessives. Autre exemple, l'industrie automobile s'est engagé en 1994 à atteindre un taux de recyclage de 85% des véhicules hors d'usage.

Ces accords sont fortement promus par l'industrie qui y voit une modalité plus flexible d'atteindre des objectifs d'amélioration de l'environnement. A l'opposé, il suscite une grande méfiance de la part des associations environnementales, voire des administrations environnementales. Cette méfiance repose sur un raisonnement du type "si l'industrie est volontaire, cela signifie que les objectifs qui y sont négociés sont très peu ambitieux, voire cosmétiques". Que peut dire l'analyse économique sur ces dispositifs ? C'est un champ de recherche en pleine évolution et nous nous contenterons de fournir quelques arguments généraux posant les fondements économiques du problème.

Il est commode de structurer l'analyse en considérant deux aspects:

- L'objectif collectif de dépollution contenu dans l'accord : peut-il être ambitieux ? Peut-il être atteint alors qu'il n'existe aucun mécanisme formel de sanction ?
- La traduction de l'objectif collectif en objectifs individuels (ce que les anglo-

saxons appellent le *burden sharing*) : permet-elle de minimiser le coût agrégé de dépollution ? Les objectifs individuels sont-ils différenciés pour prendre en compte les différences dans les coûts marginaux de dépollution ?

10.2 L'objectif collectif de dépollution

La méfiance vis-à-vis des accords négociés porte d'abord sur l'objectif collectif de dépollution. Il existe deux problèmes potentiels :

- L'objectif est-il réellement ambitieux ? Va-t-il au delà des améliorations environnementales qui seraient advenues en l'absence d'accord (ce que l'on appelle le "business as usual" ou le scénario tendanciel) ? Ces questions surgissent parce que l'objectif est agréé par l'industrie. Or dans le cas d'un objectif contraignant, si l'on voit bien les coûts qui supportera l'industrie pour l'atteindre, on distingue a priori mal les bénéfices qui pourraient compenser ces coûts et ainsi justifier l'accord de l'industrie.
- En supposant que l'objectif soit contraignant, comment pourra-t-il être atteint alors qu'il n'existe aucun mécanisme de sanction formel en cas de non respect de l'engagement par l'industrie ?

Comme nous allons le voir ces deux problèmes sont en fait liés. Ils suggèrent de s'interroger sur les gains pour l'industrie liés à la signature d'un accord. De ce point de vue, trois types de motivation sont possibles :

- Dans la grande majorité des cas, ces accords sont obtenus sous la menace de la puissance publique de mettre en place une mesure coercitive en cas d'échec de la négociation. Le bénéfice peut donc correspondre au coût évité d'une mesure publique plus coûteuse. Cette menace peut également jouer un rôle de sanction puisqu'on peut raisonnablement supposer qu'elle sera mise en œuvre en cas de non respect des engagements par les industriels.
- Il existe en fait des actions de réduction de la pollution rentables pour l'industrie (souvent qualifiées d'actions "sans regret"). Il n'y a donc pas de gain pour l'industrie mais des coûts de dépollution nuls voire négatifs
- En signant un accord, l'industrie signale aux marchés sur lesquels elle intervient qu'elle est "verte" ce qui peut permettre d'y exploiter les consentements à payer des clients "verts".

Considérons successivement ces arguments.

La menace de réglementation alternative

Cet argument suscite immédiatement une inquiétude pour les économistes car ce type de bénéfice peut être à l'origine de comportement de passager clandestin ("free riding"). Le point clé est que le coût évité lié à la menace est un coût collectif car non excludable : toute l'industrie bénéficie du coût évité sans qu'il soit possible d'en exclure une firme. Or, par ailleurs, les coûts de réalisation de l'objectif sont des coûts supportés

individuellement par les membres de l'industrie. Il y a alors une incitation pour chaque firme individuelle à ne pas participer à l'accord ce qui évite les coûts individuels en pariant sur le fait que les autres (ou une majorité d'autres) sécuriseront l'existence du bénéfice collectif en continuant à participer.

Ainsi, le caractère collectif de ce type de gain en incitant au comportement de passager clandestin peut conduire à ce que tout ou partie de l'industrie ne s'engage pas dans l'accord initial, ou à ce que *ex post* tout ou partie de l'industrie ne respecte pas les engagements pris. La coopération entre les firmes est donc très fragile dans ce contexte. La théorie de l'action collective développée par Olson (1965) et les résultats plus récents de la théorie des jeux suggère que ce risque sera plus faible dans les secteurs les plus concentrés (peu de joueurs) et dans les situations où les joueurs sont d'une taille similaire. Ainsi l'incitation à tricher est très forte pour une PME impliquée dans un accord mené par quelques grosses firmes. En effet, du fait de sa petite taille, sa non-coopération aura un effet faible sur le niveau global de pollution et donc ne conduira pas à la remise en cause générale de l'accord par la puissance publique. Le bénéfice collectif ne sera donc pas menacé par sa défection .

Les actions "sans regret"

L'existence d'actions de réduction de la pollution rentables mais non mises en œuvre est reconnu par de nombreuses études technico-économiques. Elles peuvent donc potentiellement justifier l'engagement volontaire de firmes dans la dépollution. Toutefois, il convient d'être prudent avec les résultats de ces études. Elles ont tendance à négliger des coûts non techniques de mise en œuvre (par exemple les coûts des changements organisationnels que peut nécessiter l'adoption de telle ou telle technique). En outre, si ces actions ne sont pas mises en œuvre, le problème est alors informationnel : leur existence est ignorée par les firmes. La question est alors de savoir si la mise en place d'un accord volontaire va participer à leur découverte.

On peut penser que c'est possible dans certains cas. En particulier les accords négociés reposent sur une coopération entre firmes et donc sur un dialogue intense entre firmes. Cette caractéristique peut favoriser un apprentissage collectif favorisant la découverte d'actions sans regret.

Enfin, les bénéfices liés à ces actions "sans regret" sont privés et donc non soumis au risque de comportement de passager clandestin.

L'exploitation d'une demande "verte"

L'idée qu'un accord négocié puisse être le moyen de signaler au consommateur la "qualité environnementale" d'une industrie aux consommateurs avec tous les bénéfices potentiels associés ne peut être rejeter a priori. *Dans le contexte français*, l'argument paraît toutefois très fragile:

- La demande "verte", telle qu'elle se concrétise dans les comportements d'achat est semble-t-il modeste, témoin le succès plus que mitigé des éco-labels.
- Ce type de bénéfice est, comme la menace de réglementation, collectif et donc soumis au risque de comportement de passager clandestin.
- En France, les firmes n'ont jamais fortement communiqué à destination des consommateurs sur les accords dans lesquels elles étaient engagées. L'existence de

ces accords est même totalement ignorés du public.

10.3 La traduction de l'objectif collectif de dépollution en objectifs individuels (le "burden sharing")

Dans la pratique, il ne semble pas que les accords français aient donné lieu à une intense négociation inter-firmes. Tout semble s'être passé comme si des décisions unilatérales et non coordonnées des entreprises aient suffi à atteindre les objectifs collectifs. Cela suggère qu'il n'y avait en fait pas de coût à se partager et renvoie donc à la question précédente sur l'ambition environnementale véritable des objectifs.

En théorie, on voit mal comment des firmes pourraient se mettre d'accord sur une règle de partage différenciée sans possibilité de compenser ceux qui font plus (car ils ont des coûts marginaux de dépollution plus faible). Il y a tout lieu de croire que les firmes convergeraient vers une clé de répartition égalitaire proche de la logique d'une norme d'émission uniforme. Cela suggère que l'efficacité "coût" a peu de chance d'approcher celles des instruments économiques. En revanche, ces accords comportent des prescriptions moins précises que la réglementation et laissent aux firmes une flexibilité temporelle plus grande pour atteindre les objectifs. Ils dominent donc a priori l'instrument réglementaire du point de l'efficacité "coût"

10.4 Que retenir ?

Porter un regard économique sur les accords négociés conduit d'abord à s'interroger sur les bénéfices que peuvent retirer les entreprises qui les signent. Ces bénéfices existent potentiellement mais sont souvent collectifs. Ces approches sont donc structurellement soumis à un risque de comportement clandestin.

Notre analyse très exploratoire de ces bénéfices suggère alors que les accords négociés peuvent être utilisés utilement dans deux contextes particuliers :

- Dans des secteurs oligopolistiques (i.e., avec peu de firmes), à partir du moment où il est possible pour l'autorité publique de formuler une menace de réglementation crédible.
- Dans des domaines où il y a beaucoup à attendre d'un apprentissage collectif inter-firmes qui conduiraient à l'adoption d'actions "sans regret". On pense à des secteurs de PME (structurellement moins bien informés que les plus grandes entreprises) ou à des domaines nouveaux pour l'action publique et donc moins connus par les acteurs (comme le recyclage des déchets ménagers au début des années 1990).

En tout état de cause, ces dispositifs ne sauraient atteindre des objectifs de dépollution très contraignants. Enfin, leur efficacité "coût" ne saurait approcher celles des instruments économiques. A ce niveau, le problème est qu'il repose sur un consensus inter-firmes qui rend difficile une différenciation efficace des efforts individuels de dépollution.

11 Conclusions

11.1 Les performances relatives des différents instruments de politique environnementale

Nous avons considéré différents aspects de l'efficacité d'un instrument : minimisation des coûts, conséquences des erreurs de planification en situation d'incertitude (Weitzman, 1974), incitation à l'innovation, effets dynamiques de long terme (entrée-sortie dans les industries), flexibilité par rapport à des chocs exogènes. Le tableau 2 résume l'ensemble de l'analyse. Nous avons ajouté un critère qui n'est pas un indicateur de performance - l'acceptabilité par les pollueurs – mais qui, dans la pratique a une importance déterminante puisque de nombreuses solutions économiquement efficaces – comme la taxe non affectée – sont souvent peu acceptables et donc difficiles à mettre en œuvre. Selon ce critère la taxe non affectée et le PEN avec mise aux enchères car le pollueur paye sur la pollution résiduelle.

Selon ces critères, le système de PEN avec mise aux enchères apparaît comme l'instrument le plus efficace. Il partage de nombreux avantages de la taxe non affectée (minimisation du coût, signal efficace de long terme, forte pouvoir d'incitation à l'innovation) mais le fait qu'il soit un instrument "quantité" lui confère un avantage supplémentaire : la certitude du résultat environnemental. Il est cependant peu acceptable par les pollueurs car il leur impose un coût financier important pour l'achat des permis. Si la contrainte d'acceptabilité est forte, les PEN avec allocation gratuite constituent une bonne solution de second rang. En tout état de cause, la norme qui est l'instrument le plus fréquent dans la pratique est aussi le plus inefficace économiquement.

Tableau 2 Une synthèse pragmatique performance des instruments

	Norme d'émission	Taxe sur les émissions	PEN (gratuit)	PEN (enchères)
Minimisation du coût	-	+*	+*	+*
Certitude du résultat environnemental	+	-	+	+
Signal efficace de long terme pour orienter les entrées sorties	-	+	-	+
		(si non affectée)		
Incitation innovation	- -	+	-	+
Acceptabilité par les pollueurs	+	-	++	-
		(si non affectée)		

* Résultat non valable avec différenciation spatiale des dommages

Ces appréciations sont valables si les dommages environnementaux ne sont pas différenciés spatialement. Dans le cas contraire, les instruments économiques perdent une de leur qualité essentielle : celle de permettre spontanément la minimisation du coût agrégé. Dans ce contexte, la comparaison entre les instruments devient plus équilibrée.

Une autre façon de résumer cette enquête sur les performances des instruments est d'associer les performances des différents instruments à différentes variables contextuelles. C'est l'objet du tableau 3. Les problèmes d'environnement impliquent typiquement de nombreux réglementés, par opposition à la réglementation du monopole naturel par exemple. En outre, si ces pollueurs ont en commun d'émettre un type de pollution, cela n'implique pas nécessairement des processus de production similaires. En conséquence, hétérogénéité des coûts de dépollution et asymétrie informationnelle entre le réglementeur et les pollueurs sur les coûts sont plus la règle que l'exception. **Il en résulte que les instruments économiques ont tendance à être plus efficaces.** C'est une conclusion circonstanciée c'est à dire prenant en compte ce que l'on peut supposer des contextes dans lesquels les politiques environnementales opèrent.

Tableau 3 : Efficacité des instruments dans différents contextes

	Norme d'émission	Taxe sur les émissions	PEN (gratuit)	PEN (enchères)
Forte asymétrie informationnelle réglementeur-réglementé sur les coûts de dépollution	-	+	+	+
Forte hétérogénéité des coûts privés de dépollution	-	+	+	+
Anticipation de forte marge de progression par l'innovation technologique	--	++	-	++
Forte pente du coût marginal de dépollution	-	+	-	-
Forte pente du dommage marginal : effet de seuil	+	-	+	+

+ signale une adéquation entre le contexte et l'instrument. 0 signale une neutralité entre les deux aspects.

11.2 Instruments et Principe Pollueur Payeur

A la lumière de ce qui précède, nous allons conclure ce polycopié en discutant les justifications économiques du Principe Pollueur Payeur. Ce principe est définie dans la loi Barnier de la manière suivante :

Article 200-1 de la Loi Barnier : "Principe selon lequel les frais résultant des mesures de prévention, de réduction de la pollution et de lutte contre celle-ci doivent être supportés par le pollueur"

C'est la seule définition ayant une réalité juridique pour l'instant en France. C'est également l'acception promue depuis 1972 par l'OCDE (l'institution créatrice du concept). Enfin c'est aussi la notion présente depuis 1973 dans le cadre législatif de l'Union Européenne. D'après la définition, c'est donc *un principe d'interdiction de la subvention*. Ainsi la taxe sur les émissions mais aussi l'outil réglementaire est compatible avec ce Principe. Ayant ainsi clarifié son contenu, on peut dériver immédiatement ce qui justifie sa validité d'après la théorie économique. Ces justifications s'identifient à ce que nous avons identifié plus haut comme étant les inconvénients de la subvention :

- Des effets dynamiques pervers qui via l'augmentation de la profitabilité des secteurs subventionnés conduisent à trop de production et trop de pollution sur le long terme.
- Comme les subventions portent dans la pratique largement sur les coûts d'investissements, des effets négatifs sur le contenu en emploi de la dépollution et des biais d'incitation en faveur des stratégies curatives plutôt qu'en faveur de la prévention.

On peut y ajouter une considération supplémentaire : la nécessité d'assurer des conditions loyales au commerce international. L'idée est que les subventions à la dépollution peuvent être utilisées stratégiquement par les Etats pour favoriser les firmes domestiques sur le marché international. C'est une justification très importante dans la pratique. Le fait que l'OCDE et l'Union Européenne, deux institutions supranationales très concernées par les règles du commerce international, soient les premiers promoteurs du Principe l'illustre clairement.

Enfin l'une des justifications essentielles, et qui n'a rien à voir avec la théorie économique, est éthique. C'est un principe d'équité organisant une allocation des coûts considérée comme moralement justifiée. Il n'y a qu'à imaginer ce que pourrait être les fondements moraux d'un Principe Victime Payeur.

12 Bibliographie

Les manuels

L'ouvrage théorique de référence : Baumol W.J., Oates W.E. (1988) The theory of environmental policy, Cambridge, Cambridge University Press, 2^o édition. Une bible un peu aride et pas toujours d'une clarté limpide.

Ma nette préférence va au récent manuel de Charles D. Kolstad (2000) Environmental Economics, chez Oxford University Press. Clair, complet, au fait des avancées plus récentes. Les thèmes de ce cours sont traités dans les chapitres 7 à 11.

Articles

Baumol W.J. (1972) "On taxation and the control of externalities", American Economic Review, 62(3), pp 307-22.

Ellerman A.D., Schmalensee R., Joskow P.L., Montero J.P., Bailey E.M. (1997) Emission trading under the US ACID RAIN PROGRAM, CEEPR/MIT

Godard O. (1998) sur le Principe Pollueur Payeur

Jaffe A.B., R.G. Newell et R.N. Stavins (2000) "Technology change and the environment", Document de travail NBER n° 7970, téléchargeable : <http://www.nber.org/papers/w7970>.

Milliman S.R., Prince R. (1989) "Firm incentives to promote technological change in pollution control", Journal of Environmental Economics and Management, 17, pp 247-265

OCDE (1999) *Les Approches Volontaires dans les Politiques de l'Environnement: Analyse et Evaluation*, OCDE, Paris

Olson M. (1965) *The Logic of Collective Action*, Cambridge, Harvard University Press

Parry Ian W., Wallace E. Oates (1998) "Policy analysis in a second best world", Discussion paper 98-48, Resources for the Future, téléchargeable : <http://www.rff.org>.

Pezzey J. (1990) "The symmetry between controlling pollution by price and controlling it by quantity", Canadian Journal of Economics, 225(4), pp 981-91

Roberts M.J., Spence M. (1976) "effluent charges and licenses under uncertainty", Journal of Public Economics, 5(3-4), pp 193-208

Segerson K. (1988) Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control, Journal of Environmental Economics and Management, 15, pp 87-98

Weitzman M.L. (1974) "Prices versus Quantities", Review of Economic Studies, 41(4), pp 477-91.

13 Exercices

Exercice 1 - La tarification du service de collecte et de traitement des ordures ménagères

En France, les collectivités doivent pourvoir à la collecte et au traitement des déchets générés par les ménages. Pour financer ce service, elles utilisent un impôt local : la Taxe d'Enlèvement des Ordures Ménagères (TEOM). Cette taxe payée par tout ménage est perçue sur une assiette particulière : la valeur locative du logement occupé. Depuis quelques années, l'Etat autorise les communes à adopter un autre système : la REOM (la Redevance d'Enlèvement des Ordures Ménagères). La différence essentielle est que la REOM peut porter sur une assiette individuelle ayant un lien avec la quantité de déchet produit par le ménage. Techniquement, la quantité générée par un ménage donné est mesurée par un système informatique de pesée embarquée sur les camions poubelles ou plus simplement par la vente de sacs poubelles qu'il est obligatoire d'utiliser pour conditionner ses déchets.

On considère une commune peuplée de n ménages identiques. Chaque ménage produit initialement une quantité de déchet q^0 . Il peut la réduire en faisant du compostage dans son jardin ou en achetant des produits peu emballés. Mais cela exige un effort de sa part qui correspond à un coût $\frac{1}{2}(q^0 - q)^2$ pour produire une quantité q .

Par ailleurs la collecte et le traitement d'une quantité Q de déchet donnent lieu à un coût technique $C^0 + \theta Q$ qui correspond aux opérations de traitement et de collecte. En outre, ces opérations génèrent des nuisances et donc un coût environnemental δQ .

Enfin, la municipalité utilise une redevance qui dépend de la quantité de déchet générée par chaque ménage. Plus précisément, chaque ménage paie une redevance ρ par unité de déchet collectée.

- 1) Calculez le taux de la redevance maximisant le bien être municipal.
- 2) Est-ce que la redevance optimale permet de couvrir le coût du service municipal des déchets ? Sinon, proposez une version modifiée qui assure l'équilibre budgétaire.
- 3) Un inconvénient des redevances liées à la quantité de déchet est qu'elles fournissent également des incitations à l'élimination illégale des déchets via des dépôts sauvages, le dépôt dans la poubelle du voisin ou l'incinération domestique non contrôlée. On suppose maintenant que l'élimination illégale exige un effort ε par unité de déchet éliminée ainsi, de la part du ménage. Par ailleurs, cette élimination génère un coût pour la société γ . On fait l'hypothèse que $\gamma + \varepsilon > \theta + \delta$. Que signifie cette hypothèse ? Quelle est la répartition optimale des déchets entre les 3 modes de traitement (réduction à la source, élimination légale et élimination illégale) ? (les calculs ne sont pas nécessaires). Calculez le taux de la redevance efficace dans ce nouveau contexte (on suppose que $\varepsilon < \theta + \delta$). .

Exercice 2 – La taxe optimale sur la pollution d'un monopole

On considère un producteur en monopole produisant un bien en quantité y . Le monopole sert une demande décrit par la fonction de demande inverse $p = A - y$ avec p le prix du marché. Il émet une quantité de pollution q . Sa fonction de coût est égal à $c(q).y$ avec $c' < 0$ et $c'' > 0$. Enfin la pollution génère un dommage $D(q)$ avec $D_q, D_{qq} > 0$.

- 1) En situation de laissez-faire, quel est le niveau de production du monopole ? Quel est

son niveau de pollution ?

- 2) Calculez les niveaux de production et de pollution socialement optimaux. Montrez qu'il n'est pas possible de les atteindre avec une taxe sur les émissions.
- 3) Est-il possible d'atteindre l'optimum avec une combinaison d'une taxe sur les émissions et d'une taxe sur le bien ?

Exercice 3 – Effet de l'incertitude sur les coûts de dépollution et sur les dommages

Une agence réglementaire réfléchit à une politique adéquate pour réglementer une firme polluuse. La fonction de dommage marginal est connue et est décrite par $D(E) = 5 + 0.1 E$, où D est mesuré en milliers de francs et E est le niveau d'émissions polluantes (en tonnes). Le réglementeur subit une incertitude sur le coût marginal de dépollution de la firme polluante de la manière suivante : le coût marginal de dépollution est décrit soit par $C(E) = 60 - E$ soit par $C(E) = 38 - E$, et le réglementeur sait qu'il y a une probabilité identique que l'une ou l'autre des deux courbes soit la fonction véritable.

Dans cet exemple, quel est l'instrument (taxe sur les émissions ou norme d'émission) le plus efficace, et pourquoi ? Déterminez à quel niveau l'instrument qui est préféré doit être fixé pour minimiser le coût social attendu ?

Exercice 4 – Taxe, subvention ou norme ?

Fireyear et Goodstone sont deux entreprises produisant des pneus vendus dans un marché mondial très concurrentiel à un prix fixe de 60 euros la tonne. Le processus de production d'un pneu génère une pollution atmosphérique. La relation entre le niveau de production et de pollution est 1:1. Elle est fixe, non modifiable par les deux entreprises. On suppose que les coûts de production des quantités Q_F et Q_G des deux entreprises sont :

$$\begin{aligned} \text{Fireyear} &: 300 + Q_F^2 \\ \text{Goodstone} &: 500 + Q_G^2 \end{aligned}$$

L'émission totale est $E_F + E_G = Q_F + Q_G$. Le dommage marginal par tonne de pollution est constant et égal à 12 euros.

- 1) En l'absence d'intervention publique, combien de tonnes de pneus sont produits par les deux entreprises ? Quel est le profit de chaque entreprise ?
- 2) Le gouvernement décide d'instaurer une taxe pigouvienne sur les émissions ? Quel est le taux de la taxe efficace ? Quels sont les niveaux de production et profit après la mise en œuvre de la taxe ?
- 3) Mêmes questions si le gouvernement décide de mettre en place une subvention sur la quantité de pollution évitée
- 4) Comparer les résultats des 3 questions et commenter les différences.

Exercice 5 – Une politique optimale de l'eau

Considérons un bassin versant dans lequel la pollution provient de deux pollueurs 1 et 2. Ces pollueurs sont identiques du point de vue des coûts de dépollution. Leur coût de dépollution est donné par une fonction $C(q)$ avec q la quantité de polluant rejeté dans le milieu est exprimé en quantité par litre d'effluent.

Leurs émissions polluent un point de captage de l'eau brute qui alimente une usine de production d'eau potable. Les pollueurs sont hétérogènes du point de vue de leur

pouvoir polluant :

- 30% des émissions du pollueur 1 arrive au point de captage
- 60% des émissions du pollueur 2 arrive au point de captage

La législation requiert que l'eau potable distribuée ait une quantité de polluant par litre inférieur ou égale à x . L'usine d'eau potable peut réduire la teneur en polluant jusqu'au niveau requis par la législation à un coût $F(y-x)$ avec y la teneur initiale en polluant de l'eau brute. On a F' et $F'' > 0$.

- 1) Quel est l'optimum économique caractérisé par le couple (q_1^*, q_2^*) décrivant les niveaux d'émission des pollueurs 1 et 2 ?
- 2) Est-ce un optimum de premier rang ? Justifiez votre réponse.

Exercice 6 - PEN avec des objectifs relatifs ou absolus ?

Une discussion, source de controverse, fréquente lors de la définition d'un système de PEN est de savoir si la contrainte exprimée dans le permis doit être formulée sous la forme d'un objectif absolu – 1 tonne de SO₂ par an – ou relatif, c'est à dire en émissions spécifiques par tonne de produit – 1 kg de CO₂ par tonne de ciment.

- 1) A votre avis, quelle sont les positions des producteurs dans ce débat ? Sont-ils tous d'accord ?
- 2) Vous allez montrer que seul un système absolu permet d'atteindre l'optimum de premier rang. Pour cela, vous considérerez une économie très simple avec un consommateur et un producteur qui échangent sur un marché concurrentiel. Le consommateur retire une utilité $U(y)$ de la consommation de la quantité y du bien, avec $U' > 0$ et $U'' < 0$. Le producteur a un coût de production $c(\mu) \cdot y$ avec y son niveau de production et μ son niveau d'émission spécifique, c'est à dire sa quantité d'émission par unité produite. Son niveau d'émission est donc égal à $q = \mu \cdot y$. On fait l'hypothèse que $c'(\mu) < 0$ et $c''(\mu) > 0$ ce qui signifie que la réduction de la pollution fait l'objet de rendements décroissants. Enfin, le dommage provoqué est égal à δq .
 - a) Calculez les niveaux d'émission et de production sans politique environnementale puis les niveaux socialement optimaux d'émission et de production
 - b) Montrez qu'un système de PEN absolu permet d'atteindre l'optimum social
 - c) Montrez qu'un système de PEN relatif est sous optimal. Expliquez l'intuition sous – tendant le résultat.
 - d) Question optionnelle plus difficile. Identifiez le système de PEN relatif maximisant le bien être.

Exercice 7 – Le Protocole de Kyoto

Dans le cas du Protocole de Kyoto, les pays ont pris des engagements de réduction de leurs émissions de gaz à effet de serre. Pour donner de la souplesse à la réalisation de ces engagements, ils ont également prévu un système de marché des droits à polluer dont nous allons étudier quelques propriétés sur un cas simple avec deux pays.

Deux pays A et B se sont mis d'accord pour réduire chacun de moitié leurs émissions de gaz à effet de serre qui sont actuellement de 2000 par pays. Ils se sont donc promis réciproquement de n'émettre que 1000. Ils ont également convenu qu'un pays pouvait payer l'autre pour qu'il fasse plus que l'objectif en passant à $1000 - x$, lui même pouvant alors se contenter de ne réduire ses émissions qu'au niveau $1000 + x$. Ils ont donc créé

un marché que nous supposons concurrentiel sur lequel ils peuvent s'échanger x une quantité d'émission. Les coûts d'une diminution de y des quantités émises, à partir de la situation initiale sont égaux respectivement pour les pays A et B à y^2 et $1000y$.

- 1) A quel prix s'échangeront les droits à émettre ? Aboutissant à quel niveau d'échange x ?
- 2) En quoi ce système est-il plus judicieux qu'un engagement sans possibilité d'échange de droits ?

Exercice 8 - Le mécanisme d'allocation initiale du système de permis à émettre du CO2 anglais

La spécificité du système anglais de PEN en œuvre depuis avril 2002 est d'être volontaire en ce sens que tous les détenteurs de permis ont librement choisi d'être contraints via une allocation initiale de permis. Pour inciter les entreprises à participer, une partie de l'industrie a été soumise à un dispositif d'allocation initiale des permis cumulant une logique de mise aux enchères et de subvention des participants.

On considère n pollueurs ayant des fonctions de coûts différentes :

$$C^i(q_i) = \frac{i}{2n}(q^\circ - q_i)^2 \quad \text{avec } i = 1, \dots, n.$$

Ces pollueurs peuvent participer volontairement à un système de PEN de la manière suivante :

- L'Etat a annoncé qu'il distribuerait une somme globale de F Livres à l'ensemble des pollueurs qui accepterait des permis.
- L'Etat a ensuite organisé une mise aux enchères pour distribuer cette somme en octroyant les permis aux pollueurs qui proposaient les réductions les plus fortes par Livre perçue. Concrètement, l'Etat annonce des niveaux de subvention par unité de CO2 évitée ; les pollueurs répondent en proposant des quantités de réduction. L'enchère s'arrête quand la somme des quantités de réduction proposées multipliée par la subvention unitaire est égale à F .

L'originalité du système par rapport à des enchères classiques est que les participants ne proposent pas des prix mais des quantités de réduction d'émissions.

- 1) Pour une somme globale F , combien ont été distribué de permis ? Combien de firmes vont-elles acheter de participer ? A quel niveau de subvention par unité émise ? On fera l'hypothèse que chaque permis donne le droit d'émettre une unité de pollution. Par ailleurs, on modélisera le système d'enchère comme un marché concurrentiel (les firmes sont donc "preneuses" du prix de la subvention unitaire)
- 2) A quoi sera égal le prix de marché qui se mettra en place une fois les permis distribués ? Quelles seront les quantités échangées sur ce marché ?
- 3) Reprenez la question 1 en supposant cette fois que la fonction de coût inclut un coût fixe identique pour toutes les firmes :

$$C^i(q_i) = \frac{i}{2n}(q^\circ - q_i)^2 + C^\circ \quad \text{avec } i = 1, \dots, n.$$