



*Aider à sélectionner les instruments politiques, pour résoudre
au moindre coût un problème environnemental donné.*

PARTIE I	METHODE D'EVALUATION DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES
PARTIE II	LA COMPETITIVITE
PARTIE III	DESCRIPTION DETAILLEE DE LA METHODE
PARTIE IV	DESCRIPTION DETAILLEE DES EFFETS SUR LA COMPETITIVITE



Traditionnellement mises en application par des limites d'émission ou de concentration à ne pas dépasser, les politiques environnementales ont eu progressivement recours à toute une panoplie d'outils nouveaux : instruments économiques, d'abord limités aux taxes puis élargis aux permis d'émission échangeables, accords volontaires, unilatéraux ou négociés, et hybridations multiples de ces dispositifs.

Devant un tel foisonnement, comment choisir le meilleur instrument au regard des trois piliers du développement durable :

- *Efficienc e environnementale : atteindre l'objectif environnemental visé ;*
- *Efficacité économique : résoudre le problème au moindre coût pour la collectivité ;*
- *Acceptabilité sociale : ne pas mettre en danger l'emploi.*

La méthode d'Evaluation des Politiques Environnementales (EPE) exposée dans cet ouvrage permet de répondre à ces trois ordres de questions par une démarche par étapes qui, partant des caractéristiques du problème à résoudre, conduit aux instruments adéquats. Elle débouche souvent sur un arbitrage politique entre l'espoir d'un double dividende et le souci de la compétitivité.

La première partie de l'ouvrage expose la méthode ; la seconde développe les effets des instruments sur la compétitivité ; les deux suivantes donnent le détail des raisonnements et des démonstrations.

Nous souhaitons que ces considérations éclairent les choix et les jugements de ceux qui ont à créer ou à appliquer des instruments de politique environnementale.



ADEME



Agence de
l'Environnement
et de la Maîtrise
de l'Energie



**PARTIE I - METHODE D’EVALUATION
DES POLITIQUES ENVIRONNEMENTALES**

	INTRODUCTION.....	8
1.	PREMIERE ETAPE – CHOIX DU TYPE DE REGULATION.....	10
2.	DEUXIEME ETAPE – CARACTERISATION DU PROBLEME.....	10
	2.1. FLEXIBILITE SPATIALE.....	11
	2.2. FLEXIBILITE TEMPORELLE.....	11
	2.3. FLEXIBILITE DU NIVEAU DE PREVENTION.....	12
3.	TROISIEME ETAPE – SELECTION DES INSTRUMENTS.....	13
	3.1. PRINCIPE DE LA METHODE.....	13
	3.2. PRESENTATION DES INSTRUMENTS.....	13
	3.2.1. Instruments s’appliquant aux émissions.....	13
	3.2.2. Instruments de régulation ne s’appliquant pas aux émissions.....	14
	3.2.3. Instruments hybrides.....	14
	3.3. SELECTION DES INSTRUMENTS EN FONCTION DE LA NATURE DU PROBLEME.....	15
	3.3.1. Flexibilité spatiale.....	15
	3.3.2. Flexibilité temporelle.....	16
	3.3.3. Flexibilité de la prévention.....	16
	3.4. LES SIX CONFIGURATIONS POSSIBLES.....	17
	3.4.1. Cas 1.....	17
	3.4.2. Cas 2.....	17
	3.4.3. Cas 3.....	18
	3.4.4. Cas 4.....	18
	3.4.5. Cas 5.....	18
	3.4.6. Cas 6.....	18
4.	QUATRIEME ETAPE - CHOIX POLITIQUE.....	20
	4.1. DOUBLE DIVIDENDE.....	20
	4.2. COMPETITIVITE.....	20
5.	CONCLUSION.....	21

PARTIE II - LA COMPETITIVITE

<i>1. COMPETITIVITE DE L'ENTREPRISE, COMPETITIVITE DES NATIONS</i>	<i>24</i>
<i>2. DEFINITION DE LA COMPETITIVITE DE L'ENTREPRISE ET DU MARCHE PERTINENT</i>	<i>25</i>
<i>3. EFFETS SUR LA COMPETITIVITE DES INSTRUMENTS DE POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE</i>	<i>25</i>
<i>3.1 INSTRUMENTS REGLEMENTAIRES (VALEURS LIMITEES D'EMISSION).....</i>	<i>25</i>
<i>3.2 INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES.....</i>	<i>26</i>
<i>4. EFFETS FINANCIERS.....</i>	<i>27</i>



**PARTIE III - DESCRIPTION DETAILLEE
DE LA METHODE**

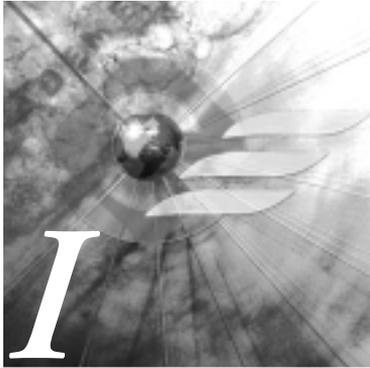
	<i>REMERCIEMENTS</i>	30
	<i>AVERTISSEMENT</i>	31
	<i>RÉSUMÉ</i>	32
<hr/>		
1.	INTRODUCTION	36
	1.1. <i>CONTEXTE DE L'ETUDE</i>	36
	1.2. <i>OBJECTIFS</i>	36
	1.3. <i>PROBLEMATIQUE</i>	36
	1.3.1. <i>La perspective du développement durable</i>	36
	1.3.2. <i>Méthode d'analyse</i>	37
	1.4. <i>CONTENU DU RAPPORT</i>	43
2.	ANALYSE DES PROBLEMES ET DES INSTRUMENTS	
	ENVIRONNEMENTAUX A L'AIDE DE CRITERES DE FLEXIBILITE	44
<hr/>		
	2.1. <i>POTENTIELS DE FLEXIBILITE DES PROBLEMES</i>	
	2.1.1. <i>Flexibilité spatiale</i>	44
	2.1.2. <i>Flexibilité temporelle et unité de temps du problème</i>	46
	2.1.3. <i>Flexibilité du niveau de prévention : imperfection</i> <i>de l'information et sensibilité aux dommages</i>	48
	2.1.4. <i>Flexibilité vis à vis du point d'application de l'action et réversibilité</i> ..	52
	2.1.5. <i>Récapitulation</i>	53
	2.2. <i>PROPRIETES DES MODALITES DE REGULATION</i>	
	2.2.1. <i>La régulation publique</i>	54
	2.2.2. <i>Définition et propriétés des principales modalités de régulation</i>	55
	2.2.3. <i>Comparaison des modalités de régulation</i>	62
	2.2.4. <i>Mesures d'accompagnement</i>	68
	2.2.5. <i>Récapitulation</i>	69
	2.3. <i>SYNTHESE DES RESULTATS : CHOIX DES MODALITES</i> <i>DE REGULATION EN FONCTION DE PROBLEMES TYPES</i>	70
	2.3.1. <i>Caractéristiques déterminantes</i>	70
	2.3.2. <i>Récapitulation et mode d'emploi de la méthode</i>	72
	2.3.3. <i>Deux exemples types de résolution de problèmes</i>	76

PARTIE III - DESCRIPTION DETAILLEE DE LA METHODE

3 - LES ENJEUX DE FISCALITE ET DE COMPETITIVITE	79
3.1 DES ENJEUX QUI NE SONT PAS NEUTRES.....	79
3.2 L'ARGUMENT DU DOUBLE DIVIDENDE	79
3.2.1 Thèse forte et thèse faible.....	79
3.2.2 Le jeu des acteurs.....	82
3.3 LA COMPETITIVITE.....	82
3.3.1 Thèse forte et thèse faible.....	82
3.3.2 Le jeu des acteurs.....	82
3.3.3 Arbitrage entre instruments de régulation théoriquement équivalents ou presque	83
 ANNEXE A.	
ETUDES DE CAS.....	85
A.1 Le risque du phtalate de diisononyle dans les produits en Polychlorure de vinyle pour enfants au Canada.....	85
A.2 Prévention des effets à court terme sur la santé de la pollution atmosphérique urbaine en France	88
A.3 La pollution organique des cours d'eau.....	92
A.4 L'effet de serre.....	97
 ANNEXE B.	
MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DU RISQUE ÉCOLOGIQUE.....	100
 ANNEXE C.	
BIBLIOGRAPHIE.....	104



<i>PARTIE IV - DESCRIPTION DETAILLEE</i>	
<i>DES EFFETS SUR LA COMPETITIVITE</i>	
	<i>REMERCIEMENTS108</i>
	<i>INTRODUCTION.....109</i>
<i>1.</i>	<i>L'EFFET DES INSTRUMENTS SUR LE PROFIT</i>
	<i>POUR LES FIRMES REGULEES - UN RAPPEL DES LEÇONS</i>
	<i>DE LA THEORIE ECONOMIQUE111</i>
1.1.	<i>UNE SEULE FIRME REGULEE, PAS DE POSSIBILITE</i>
	<i>DE REDUCTION UNITAIRE DES EMISSIONS, NI DE</i>
	<i>TRANSFERT FINANCIER ENTRE ETAT ET ENTREPRISES.....111</i>
1.2.	<i>PLUSIEURS FIRMES REGULEES, PAS DE POSSIBILITE</i>
	<i>DE REDUCTION UNITAIRE DES EMISSIONS, NI DE TRANSFERT</i>
	<i>FINANCIER DIRECT (SAUF ENTRE LES FIRMES REGULEES),</i>
	<i>PAS D'INCERTITUDE114</i>
1.3.	<i>INTRODUCTION DE TRANSFERTS FINANCIERS DIRECTS</i>
	<i>ENTRE LES FIRMES REGULEES ET D'AUTRES ACTEURS.....118</i>
1.3.1.	<i>Cas où les firmes n'ont pas, individuellement ou collectivement,</i>
	<i>de pouvoir de marché.....119</i>
1.3.2.	<i>Cas où les firmes ont un pouvoir de marché collectivement,</i>
	<i>mais pas individuellement.....122</i>
1.4.	<i>POSSIBILITE DE REDUCTION UNITAIRE.....125</i>
1.5.	<i>INCERTITUDE SUR LE COÛT DE LA REDUCTION</i>
	<i>DES EMISSIONS129</i>
<i>2.</i>	<i>DU COUT DES INSTRUMENTS AU COURS DE BOURSE</i>
	<i>ET AU COUT DU CAPITAL133</i>
	<i>RÉFÉRENCES134</i>



METHODE

D'EVALUATION

DES

POLITIQUES

ENVIRONNEMENTALES

*Nous remercions Monsieur Luc EYRAUD,
diplômé de l'Ecole Normale Supérieure de Paris,
qui a réalisé le guide qui suit à partir du rapport du Groupe de Travail.*



Les polémiques qui opposent partisans et adversaires d'une taxation écologique ont longtemps limité le débat au choix des instruments économiques et fait perdre de vue les problèmes à résoudre. Pourtant le choix des premiers dépend des caractéristiques des seconds ; c'est la raison pour laquelle l'Association Française des Entreprises pour l'Environnement a réuni deux groupes de travail pour mettre au point une méthode appelée méthode d'Evaluation des Politiques Environnementales (méthode EPE).

La méthode est consignée dans un rapport ⁽¹⁾ dont ce guide est issu. Le guide se propose de donner de la méthode une vue simple et pragmatique et ne s'attarde pas sur les aspects théoriques ; le lecteur intéressé est invité à consulter le rapport quand il souhaitera de plus amples explications.

L'objectif du guide est double :

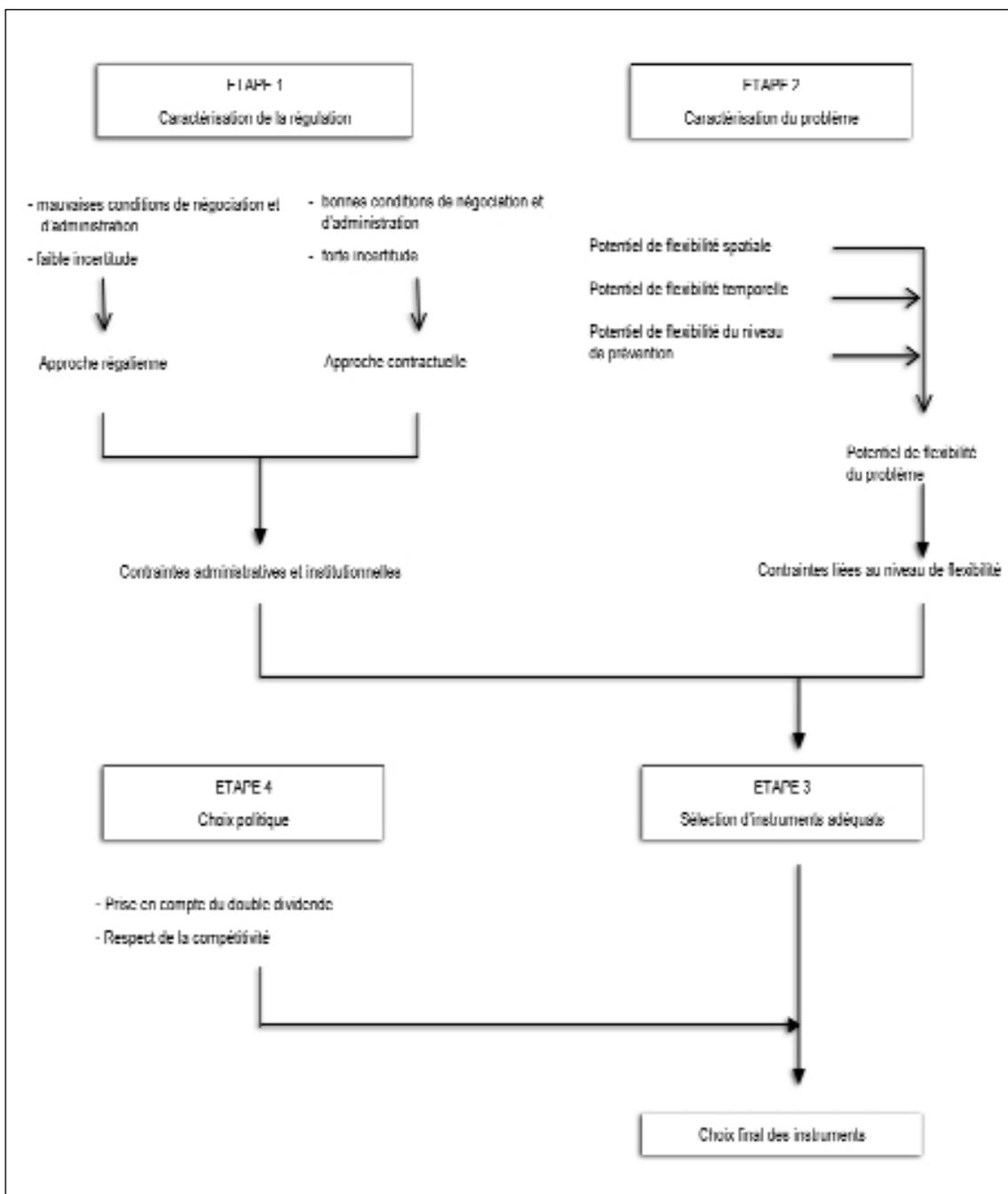
- Aider à sélectionner les instruments adéquats à un problème donné,
- Permettre de résoudre le problème écologique au moindre coût.

Afin de remplir ce double objectif, le guide propose d'appliquer une méthode qui se décompose en quatre étapes :

1. Dans un premier temps, on détermine le cadre institutionnel dans lequel les instruments prendront place ; pour simplifier, cela consiste à choisir entre une résolution concertée et une résolution imposée des problèmes.
2. La seconde étape est consacrée à la caractérisation du problème, à l'aide de la notion de flexibilité, qui s'avère pertinente pour le choix des instruments ; il s'agit d'évaluer le potentiel de flexibilité du problème environnemental.
3. Les deux premières étapes imposent des contraintes qui pèsent sur le choix des instruments ; on peut ainsi définir, en troisième étape, les instruments qui sont adéquats au problème.
4. Cependant des considérations de nature politique peuvent infléchir le choix des instruments et il faudra en tenir compte dans une quatrième étape.

(1) Le rapport est donné dans la troisième partie de cet ouvrage

Figure 1 : Etapes de la méthode EPE





1. PREMIERE ETAPE – CHOIX DU TYPE DE REGULATION

La méthode EPE invite d'abord à préciser le cadre dans lequel la sélection des instruments va prendre place : faut-il privilégier une approche contractuelle ou une approche régaliennne du choix des instruments (2) ?

- **L'approche contractuelle** doit être favorisée dans deux cas principaux :
 1. *quand les conditions de négociation sont bonnes*, une résolution concertée des problèmes écologiques est préférable, car cette résolution peut être mieux ajustée à la spécificité du problème et mieux acceptée par les intervenants.
 2. *quand l'incertitude est élevée*, l'approche contractuelle permet aux acteurs d'échanger de l'information, ce qui facilite le choix des objectifs en fonction notamment de l'évolution du contexte scientifique et technologique.

L'incertitude joue aussi d'une autre manière en faveur de l'approche contractuelle : quand l'incertitude sur les risques est grande, le principe de précaution peut suggérer d'engager des actions préventives proportionnées au coût estimé du risque. Ceci nécessite d'approfondir la connaissance du phénomène, de réviser l'effort de prévention à la lumière des connaissances acquises, ... ; ces exigences seront plus facilement satisfaites dans un cadre contractuel.

La concertation est donc doublement utile, ex ante pour la prévention des problèmes et ex post pour leur résolution.

- **L'approche régaliennne** est, quant à elle, plus appropriée dans les cas inverses :
 1. *quand les conditions de négociation sont mauvaises*, mieux vaut imposer le choix des instruments plutôt que de faire de la concertation un foyer de mécontentes et de frustrations.
 2. *quand l'incertitude scientifique et technologique est faible*, a fortiori en cas de certitude, un régulateur peut estimer en savoir assez pour prendre en charge la sélection des instruments en fonction des objectifs qu'il a fixés.

2. DEUXIEME ETAPE – CARACTERISATION DU PROBLEME

La deuxième étape de la méthode EPE est consacrée à la caractérisation du problème ; cette caractérisation se fait à l'aide de la notion de flexibilité.

On dira qu'un problème est flexible s'il peut être résolu de manière souple, décentralisée. A l'inverse, un problème manquera de flexibilité si sa résolution doit nécessairement être réglée dans le détail par une autorité centrale.

Cependant cette notion de flexibilité est encore trop large pour permettre de caractériser avec précision un problème environnemental particulier. On l'affine donc en distinguant :

- le potentiel de flexibilité spatiale,
- le potentiel de flexibilité temporelle,
- le potentiel de flexibilité de la prévention.

(2) Remarquons que tout instrument peut être imposé par un régulateur ou déterminé par négociation avec les agents économiques concernés et éventuellement géré par eux sous le contrôle des pouvoirs publics ; a priori il existe toujours une version régaliennne et une version contractuelle de la résolution d'un problème.

2.1. FLEXIBILITE SPATIALE

- Un problème est dit flexible dans un certain périmètre spatial si la réduction de la pollution ne dépend pas de la distribution dans l'espace des actions de prévention entre les sources polluantes appartenant à ce périmètre.

Supposons par exemple que dans une région deux usines contribuent à la dégradation de l'environnement. On dira que l'émission de gaz polluants est un problème flexible spatialement si l'objectif de prévention-réparation ⁽³⁾ peut être atteint soit par réduction des émissions d'une des usines, soit par réduction des émissions de l'autre, soit par les deux. L'effet de serre constitue un exemple emblématique de problème flexible de ce point de vue : peut importe la localisation de la source qui réduit ses émissions ; l'impact sur la stratosphère ne dépend que de la somme des émissions.

Au contraire, si une répartition quelconque des efforts de prévention entre sources ne permet pas d'atteindre l'objectif qu'on s'est fixé, alors on dira que le problème est peu flexible spatialement. Dans ce cas, il faut faire appel à une autorité extérieure qui impose des réductions d'émissions à chaque usine.

- Si un problème présente la propriété de flexibilité spatiale, il faut en tirer parti pour réduire le coût total de la réduction par une répartition convenable des efforts de prévention entre les différentes sources. Cette répartition, qui peut être automatique grâce à un mécanisme de marché, se fera dans le sens suivant : la source dont le coût marginal ⁽⁴⁾ de réduction d'émission est plus élevé que celui d'une autre source réduira moins son émission que celle-ci et vice-versa, jusqu'à égalité des coûts marginaux. On peut montrer que le niveau de répartition est alors optimal c'est-à-dire que son coût total est minimal pour l'effet visé sur l'environnement par l'action de prévention ⁽⁵⁾.

2.2. FLEXIBILITE TEMPORELLE

- On dira qu'un problème est flexible du point de vue temporel si chaque agent économique peut répartir ses efforts de prévention dans le temps sans que cela affecte l'objectif visé ; le problème est donc flexible si le résultat de la prévention ne dépend pas de la répartition dans le temps des actions. A l'inverse, si la nature du problème impose un calendrier d'actions très précis, on dira que le problème est peu flexible temporellement.
- Plus exactement, l'ampleur du potentiel de flexibilité temporelle dépend de la comparaison de deux intervalles de temps :
 - L'unité de temps écologique : durée pendant laquelle les effets écologiques peuvent être considérés comme indépendants de la distribution temporelle des causes (par exemple, des émissions),
 - L'unité d'action : intervalle de temps incompressible entre deux actions de prévention successives.

(3) Pour simplifier, nous ne parlerons désormais plus que de prévention.

(4) On définit le coût marginal comme le coût de réduction de la dernière unité d'émission.

(5) La démonstration est donnée dans le rapport au paragraphe 2.1.1

Si l'unité de temps écologique est inférieure à la durée de l'action, le potentiel de flexibilité temporelle est faible. Ce peut être le cas, par exemple, de la pollution automobile : lorsque les seuils d'alerte sont franchis, la municipalité peut décider de restreindre le trafic automobile, mais le délai minimum pour faire appliquer la décision est de 24 heures, ce qui est supérieur à la durée des pics de pollution (cette durée est l'unité de temps écologique du problème). Dans ce cas les mesures de réduction des émissions polluantes doivent être prédéterminées : il faut par exemple limiter ex ante le nombre de voitures en circulation.

En revanche, si l'unité de temps écologique est supérieure à la durée de l'action, alors le potentiel de flexibilité temporelle est important : le temps de réaction et de mise en œuvre de l'action de prévention du régulateur est suffisamment court pour qu'elle prenne place dans l'unité de temps écologique. Par exemple, les réductions de gaz à effet de serre peuvent être réparties dans le temps au sein d'une année voire d'un lustre, car les émissions n'affectent que lentement le réchauffement du système climatique.

Un problème est donc flexible temporellement si l'unité d'action est réduite par rapport à l'unité écologique, de sorte que l'agent qui entreprend des activités de prévention a la possibilité de répartir celles-ci au sein de l'unité de temps écologique. Il peut réagir au problème et entreprendre des actions dans cet intervalle de temps d'une façon qui n'affecte pas l'objectif visé par le régulateur.

- La flexibilité temporelle est (comme la flexibilité spatiale) un atout car elle permet de diminuer les coûts de prévention en laissant aux agents économiques le choix du moment de leur action à l'intérieur de l'unité de temps écologique ; a contrario, un problème peu flexible –du fait de sa faible unité de temps écologique- invite plutôt à mener une action rigide planifiée à l'avance, action centralisée donc onéreuse.

2.3. FLEXIBILITE DU NIVEAU DE PREVENTION

Le niveau de prévention est flexible quand on peut le modifier sans que cela ait trop de répercussions. Ceci signifie qu'on peut faire une petite erreur sur le niveau de prévention adéquat à un problème sans que cela soit trop nuisible à l'environnement. En revanche, si le niveau de dommage est très sensible à une petite variation de la prévention, alors la flexibilité est moindre. On dira que la flexibilité est nulle quand le niveau de prévention ne supporte pas l'erreur et doit donc être fixé à l'avance.

Techniquement l'analyse coûts-bénéfices permet de définir précisément la notion de flexibilité de la prévention : cette flexibilité est inversement proportionnelle à la sensibilité de la fonction de dommage marginal. Ceci ne fait que formaliser l'intuition énoncée précédemment (6).

L'intérêt d'une telle flexibilité est de réduire le coût de la prévention ; quand l'erreur sur le niveau optimal de la prévention est peu coûteuse, on engage moins de frais dans l'évaluation du niveau de prévention requis.

* * *

Si la flexibilité du problème permet de réduire les coûts d'action de prévention, encore faut-il en tirer parti ; il faut donc choisir les instruments les plus adéquats au potentiel de flexibilité du problème. Ceci constitue la troisième étape de la méthode EPE.

(6) Pour des éclaircissements, se reporter au paragraphe 2.1.3. du rapport

3. TROISIEME ETAPE – SELECTION DES INSTRUMENTS

3.1. PRINCIPE DE LA METHODE

Quand un problème a un grand potentiel de flexibilité, il faut utiliser des instruments qui pourront exploiter ce potentiel c'est-à-dire des instruments, qui - du fait de leurs propriétés de flexibilité - permettent la résolution décentralisée du problème, en laissant une certaine autonomie aux agents dans la réduction de la pollution. A l'inverse, si le problème est peu flexible alors il requiert des instruments centralisés qui seront adaptés à la spécificité et à la rigidité du problème.

Un instrument est donc dit flexible s'il est l'outil d'une résolution décentralisée et souple d'un problème ; il est au contraire peu flexible s'il apporte une réponse rigide et dirigiste.

3.2. PRESENTATION DES INSTRUMENTS

On distinguera les instruments selon leurs propriétés de flexibilité et selon qu'ils s'appliquent aux émissions ou non.

3.2.1. Instruments s'appliquant aux émissions

1) La taxe

La taxe est caractérisée par un très haut degré de flexibilité : elle laisse libres les agents économiques de choisir la distribution de leur efforts dans le temps (flexibilité temporelle) et ne fixe pas a priori le niveau global de prévention (flexibilité de la prévention). Par ailleurs, elle permet d'exploiter le potentiel de flexibilité spatiale d'un problème car elle rend possible une répartition décentralisée des efforts de dépollution. En effet, les agents dont les coûts marginaux de prévention sont plus faibles que la taxe décideront volontairement d'engager un effort de prévention supplémentaire et d'économiser la taxe correspondante (plutôt que d'émettre davantage), tandis que ceux dont les coûts marginaux sont plus élevés que la taxe préféreront faire moins de prévention et payer la taxe. Les efforts de prévention se répartiront donc de façon automatique entre les sources polluantes.

La taxe est un instrument de régulation par les prix. Il existe aussi de nombreux instruments de régulation par les quantités. Ce sont eux qui vont à présent retenir notre attention.

2) Les permis ou les crédits

Il s'agit cette fois de limiter les émissions de façon quantitative en attribuant des permis ou des crédits échangeables sur des marchés.

On distingue généralement :

Les " permis " ou " allowances " qui sont donnés en début de période ou achetés en cours de période et que l'émetteur doit présenter en fin de période à hauteur de ses émissions.

Les " crédits ", qui entrent en jeu en fin de période et sont soit offerts à l'agent économique s'il a fait mieux que l'objectif fixé en début de période (à hauteur de cet écart favorable), soit exigés de lui s'il a émis plus que prévu (à hauteur de cet écart défavorable).

Les permis et les crédits présentent des propriétés de flexibilité spatiale (le marché permet de répartir de façon décentralisée les efforts de prévention entre les individus selon leurs coûts) et de flexibilité temporelle



temporelle (le système de permis peut être adapté à l'unité de temps écologique du problème ; il suffit pour cela de définir la période réglementaire des plafonds d'émission en fonction des caractéristiques temporelles du problème). En revanche, la flexibilité de prévention de cet instrument est nulle : le niveau de pollution agrégé ⁽⁷⁾ est fixé de façon rigide a priori.

3) Valeur limite d'émission (VLE)

La VLE fixe un plafond aux émissions d'une source donnée ; cet instrument n'est donc pas flexible spatialement. En revanche, comme c'est un instrument centralisé, il peut être ajusté avec précision au degré de flexibilité temporelle du problème, même s'il est très faible. Enfin le niveau de prévention étant fixé, la flexibilité de prévention est nulle.

4) Valeur limite d'émission unitaire (VLEU)

La VLEU plafonne les taux d'émissions par unité de produit fabriqué et non les émissions absolues, ce qui redonne à l'instrument une flexibilité sur le plan de la prévention. A la différence de la VLE qui peut être adaptée à l'unité de temps du problème, le VLEU n'impose pas de contrainte temporelle explicite ; elle est donc mal adaptée aux unités de temps réduites et s'avère plutôt adaptée aux problèmes très flexibles temporellement.

3.2.2. Instruments de régulation ne s'appliquant pas aux émissions

Quand il n'existe pas de dispositif d'enregistrement des émissions ou que ce dernier est trop coûteux, on peut choisir d'autres instruments qui agissent en amont des émissions, au niveau des intrants, et qui peuvent de ce fait avoir des effets distorsifs sur les choix techniques des agents.

1) Norme de procédé

C'est une procédure centralisée comme la VLE, ce qui réduit sa flexibilité spatiale. En revanche, en imposant de facto un plafond aux émissions unitaires, elle présente une certaine flexibilité du niveau de prévention.

2) Taxe sur les intrants

Elle présente les mêmes propriétés que la taxe sur les émissions (la triple flexibilité) mais peut induire un biais dans les choix techniques des agents.

3) Norme d'intrants

C'est le substitut d'une norme de procédé quand cette dernière est impossible à mettre en œuvre. Cependant c'est un instrument relativement coûteux car il est centralisé.

3.2.3. Instruments hybrides

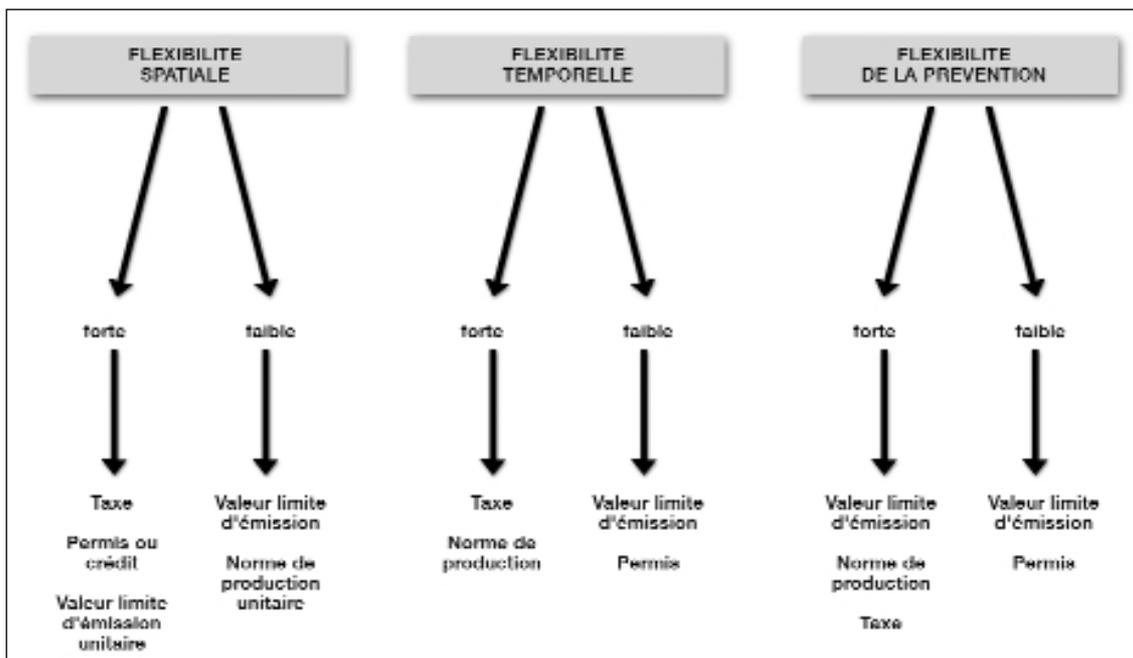
Les instruments décrits précédemment peuvent être combinés pour obtenir un instrument hybride adapté au problème considéré ; nous donnerons des exemples de tels instruments par la suite.

(7) Somme des permis attribués ou mis en vente, ou somme des objectifs de réduction dans le cas des crédits.

3.3. SELECTION DES INSTRUMENTS EN FONCTION DE LA NATURE DU PROBLEME

Il reste à présent à mettre en relation le potentiel de flexibilité du problème et les instruments les mieux adaptés à ce potentiel. La figure 2 permet de sélectionner de manière optimale les instruments ; il suffit d'évaluer les potentiels de flexibilité d'un problème particulier, puis de chercher par recoupement sur la figure le ou les instruments qui sont recommandés pour ce problème.

Figure 2 : Choix de l'instrument optimal en fonction du potentiel de flexibilité considéré



3.3.1. Flexibilité spatiale

- Quand un problème est flexible spatialement, les efforts de prévention peuvent se répartir entre les différentes sources polluantes sans s'écarter de l'objectif visé, en faisant simplement appel aux forces de marché. Dans ce cas, on utilisera des instruments qui permettent un ajustement automatique : la taxe, le permis, le crédit d'émission ou, à la rigueur, la valeur limite d'émission unitaire.
- Prenons l'exemple de la taxe : un fois qu'elle est mise en place, l'entrepreneur en tient compte pour déterminer le niveau optimal de prévention que son entreprise va réaliser, mais c'est lui (et non un régulateur) qui décide de son effort de prévention. Chaque entrepreneur raisonnant de la même manière, les efforts de prévention se trouvent répartis entre les entreprises en fonction de leurs coûts. Il s'agit d'un partage automatique et décentralisé de la prévention. Alternativement, on aurait pu envisager de répartir ces efforts de façon centralisée : une autorité aurait pu intimer à chaque source de réduire ses émissions polluantes ; cependant cette alternative est plus coûteuse, car le recours à des instruments centralisés fait supporter des coûts d'acquisition de l'information et d'administration.

Elle peut même s'avérer hors de portée. Quand c'est possible, on préfère donc passer par des instruments économiques ⁽⁸⁾ où l'ajustement automatique est sans coût notable.

- En revanche, quand cet ajustement spatial n'est pas possible, il faut recourir à des instruments centralisés tels que la valeur limite d'émission (qui plafonne le niveau des émissions de chaque source) ou les normes de production.

3.3.2. Flexibilité temporelle

- Lorsque le problème présente un fort potentiel de flexibilité temporelle, il faut laisser l'agent économique libre de choisir le calendrier de ses réductions d'émissions selon ses arbitrages propres.
- Dans ce cas, on pourra opter pour la taxe (qui n'impose pas de calendrier) ou bien le système des permis et crédits (dont la période réglementaire peut être adaptée à l'unité de temps écologique du problème). Il serait contre-productif d'utiliser des instruments trop directifs qui contraindraient inutilement les agents et seraient coûteux.
- En revanche, quand le problème est peu flexible temporellement, on aura plutôt recours à des instruments adaptés aux unités de temps écologiques réduites par rapport à l'unité d'action ; dans ce cas, la centralisation donne au régulateur l'information disponible pour estimer au mieux l'unité de temps du problème environnemental. La valeur limite d'émission est à cet égard l'instrument optimal. Remarquons que le permis peut aussi être ajusté à des problèmes peu flexibles temporellement en jouant sur la période réglementaire.

3.3.3. Flexibilité de la prévention

C'est la comparaison des profils des courbes de dommages et de coûts marginaux qui permet de déterminer l'instrument optimal. Quand la sensibilité de la fonction de dommage marginal est élevée comparativement à celle de la fonction de coût marginal (chaque unité supplémentaire d'émission fait un dommage sur l'environnement qui croît plus vite que l'économie de coût d'abattement réalisée par cette émission supplémentaire), alors on peut démontrer que la régulation par les quantités (valeur limite d'émission, permis ou crédit) est préférable à une régulation par les prix (taxe) ⁽⁹⁾. Cela tient au fait qu'il est alors plus onéreux de se tromper (c'est-à-dire de fixer un niveau de prévention qui ne soit pas le niveau de prévention optimal égalisant coût marginal et dommage marginal) par une régulation par les prix que par une régulation par les quantités. C'est l'inverse, quand la sensibilité de la fonction de dommage marginal est faible comparativement à celle de coût marginal.

⁽⁸⁾ La taxe et les permis ou crédits sont souvent englobés sous l'appellation d' "instruments économiques ".

⁽⁹⁾ Se reporter au paragraphe 2.2.3.3. du rapport pour la démonstration

Comme on a vu par ailleurs que la flexibilité du niveau de prévention est une fonction décroissante du degré de sensibilité de la fonction de dommage marginal, cela suggère que la taxe est préférable quand le problème a un fort potentiel de flexibilité de la prévention, alors que la valeur limite d'émission doit plutôt être recommandée en cas de faible flexibilité.

Plus généralement, les instruments qui laissent l'agent libre de choisir son niveau de prévention tels que la taxe et, dans une moindre mesure, la valeur limite d'émission unitaire ou les normes de production sont adaptés aux problèmes ayant une forte flexibilité de la prévention, alors qu'il vaut mieux utiliser la valeur limite d'émission, les permis ou les crédits (qui imposent un niveau de prévention de façon autoritaire) quand cette flexibilité est faible et que le niveau de prévention optimal est rigide.

3.4. LES SIX CONFIGURATIONS POSSIBLES

Regroupons maintenant chacun des trois potentiels de flexibilité, tantôt forts tantôt faibles : on aboutit à six cas principaux. Par recoupement, des indications de la figure 3 (10), on peut affiner le choix des instruments adéquats.

3.4.1. Cas 1

Le premier cas est caractérisé par un faible potentiel de flexibilité aux niveaux spatial, temporel et préventif. On voit que l'instrument qui est commun à ces trois contraintes de flexibilité est la valeur limite d'émission. Dans le cas de mauvaises capacités d'administration (c'est-à-dire s'il n'existe pas de dispositifs d'enregistrement des émissions ou si ce dernier est trop coûteux), on choisira une norme de procédé (ou une norme sur les intrants si la norme de procédé est inapplicable).

3.4.2. Cas 2

Dans ce cas, les flexibilités spatiales et temporelles sont faibles, tandis que la flexibilité du niveau de prévention est forte. La prise en compte simultanée des critères de flexibilité temporelle et spatiale et de ceux de flexibilité du niveau de prévention aboutit à des choix contradictoires entre instruments de régulation par les prix et par les quantités.

On peut résoudre cette contradiction à l'aide d'un instrument hybride combinant une valeur limite d'émission et une taxe libératoire (11) ; à défaut, une valeur limite d'émission moins contraignante, complétée par une taxe incitative sur les émissions (12). En cas de mauvaises capacités d'administration, c'est la norme de procédé qui s'impose (ou, à la rigueur, la norme sur les intrants plus facile à administrer).

(10) Sur la figure 3, la flèche de gauche indique les instruments préconisés quand les capacités d'administration sont bonnes; la flèche de droite donne des recommandations quand les capacités d'administration sont mauvaises.

(11) La valeur limite d'émission est alors fixée en fonction d'une estimation des coûts moyens de prévention; la taxe libératoire permet de plafonner ces coûts mal connus, car elle offre aux agents économiques dont les coûts marginaux sont trop élevés pour respecter la valeur limite d'émission la possibilité de payer plutôt la taxe, en proportion de leurs dépassements d'émission.

(12) La taxe d'incitation minimale a quant à elle pour rôle d'encourager les pollueurs dont les coûts sont faibles à faire mieux que la valeur limite d'émission.

3.4.3. *Cas 3*

Ce cas est caractérisé par de faibles potentiels de flexibilité de prévention et de flexibilité temporelle, mais par une forte flexibilité spatiale. Lorsque les capacités d'administration sont bonnes, on privilégie le permis ou le crédit sur la taxe ; taxe et permis/crédits sont certes tous deux adaptés au potentiel de flexibilité spatiale du problème mais l'absence de flexibilité de la prévention et de flexibilité temporelle fait porter le choix sur les permis ou les crédits.

Lorsque les capacités d'administration sont mauvaises, la solution n'est pas évidente : faut-il préférer la flexibilité spatiale offerte par la taxe d'intrant (alors que cet instrument est contre-indiqué en raison de l'unité de temps du problème et de la faible flexibilité de prévention) ou renoncer à exploiter la flexibilité spatiale et revenir aux mesures envisagées dans le cas 1 : normes de procédé ou normes sur les intrants appliquées de façon individualisée à chaque source ?

3.4.4. *Cas 4*

On considère à présent des problèmes dont la flexibilité spatiale et la flexibilité de prévention sont élevées mais dont le potentiel de flexibilité temporelle est faible. Comme dans le cas 2, la solution idéale est d'appliquer un instrument hybride : un système de permis ou de crédits négociables pour tirer parti de la flexibilité spatiale et spécifier l'unité de temps auxquels correspondent les quotas d'émission, et une taxe libératoire pour assurer la flexibilité du niveau de prévention. Moins exigeante quant au système d'administration des émissions, une taxe uniforme sur les émissions complétée par des valeurs limites d'émission moins contraignantes, pourrait aussi constituer une réponse adéquate quoique moins efficace.

Lorsque les conditions pour une bonne administration des solutions précédentes ne sont pas remplies, il reste à choisir entre une taxe sur les intrants, mal adaptée à l'unité de temps mais répondant aux caractéristiques de flexibilité, et des mesures individualisées mieux ciblées en fonction de chaque source concernée.

3.4.5. *Cas 5*

Quand la flexibilité spatiale est faible, alors que le problème présente une grande flexibilité temporelle et une forte flexibilité de la prévention, deux solutions sont envisageables :

- une valeur limite d'émission définie sur une longue période si les coûts d'abattement sont suffisamment connus,
- une taxe sur les émissions si possible modulées en fonction du lieu d'émission en raison de la flexibilité spatiale réduite.

Si les conditions d'administration sont défavorables, une taxe sur les intrants voire une norme de production sont des options de remplacement convenables.

3.4.6. *Cas 6*

Quand le potentiel de flexibilité est élevé sur les trois dimensions, l'instrument optimal est une taxe sur les émissions ou mieux encore un instrument hybride : un système de permis ou de crédits négociables complété par une taxe libératoire sur les émissions.

Lorsque les conditions d'administrations sont mauvaises, il reste à choisir entre d'une part une taxe sur les intrants qui répond aux caractéristiques du problème mais peut avoir des effets distorsifs, et d'autre part, des mesures individualisées par source qui n'exploitent pas le potentiel de flexibilité spatiale.

Remarque :

Deux autres cas sont théoriquement possibles ; mais ils ne devraient pas se rencontrer dans la pratique. Aussi bien ne les avons-nous pas retenus.

- **Cas 7 :** FS faible, FT fort, FP faible

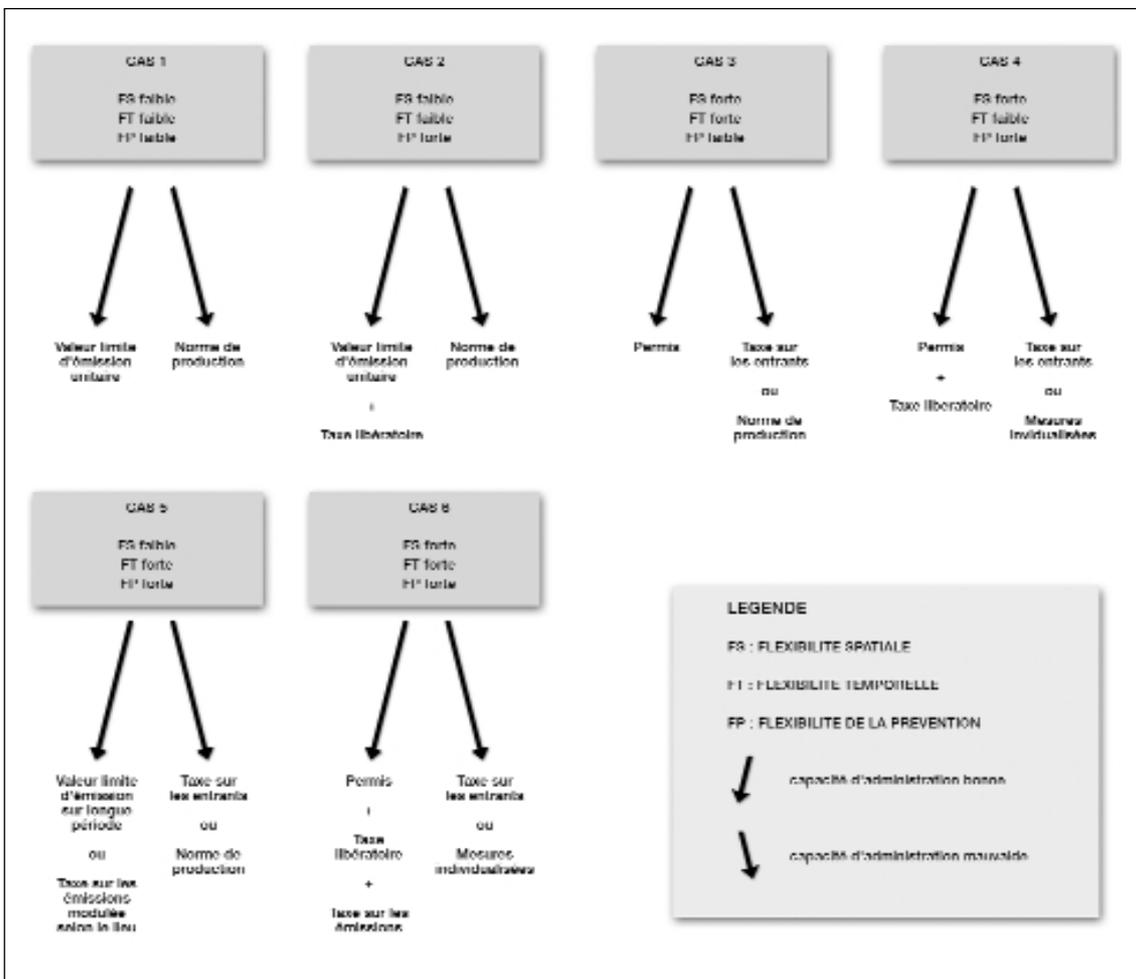
Il faudrait dans ce cas réglementer chaque source (FS faible), de façon précise (FP faible), alors que la répartition des actions dans le temps importe peu (FT fort). Il devrait s'agir d'un phénomène local, sur longue période et très précis, qui est difficile à imaginer.

- **Cas 8 :** FS fort, FT fort, FP fort

Dans ce cas, le régulateur dispose d'une latitude maximale : tout peut se compenser dans l'espace et dans le temps, tout peut se rattraper au niveau de la prévention. Il est clair que ce ne serait vraisemblablement pas un problème prioritaire.

N.B. : Si d'aventure un problème de l'un ou l'autre de ces types se posait, il serait toujours possible de rechercher

Figure 3 : Les différentes configurations et les solutions adaptées





4. QUATRIEME ETAPE - CHOIX POLITIQUE

A ce stade, il convient d'ouvrir les volets social et politique ; au moins deux considérations peuvent alors infléchir le choix des pouvoirs publics.

4.1. DOUBLE DIVIDENDE (13)

Le recours à des instruments de politique environnementale peut être le fer de lance d'une réforme plus globale de la fiscalité ; on peut ainsi espérer retirer de la taxation écologique un double dividende (la protection de l'environnement et un toilettage de la fiscalité).

La thèse du double dividende joue donc plutôt en faveur de la taxation ; mais cette dernière peut peser lourdement sur la compétitivité des entreprises, menaçant jusqu'à l'existence du premier dividende.

4.2. COMPETITIVITE (14)

On dit ici qu'il y a distorsion de concurrence internationale quand un effort de prévention à l'encontre d'un risque transfrontalier met une entreprise en situation de perte de compétitivité par rapport à ses concurrents étrangers.

Dans ces conditions, la politique économique optimale consiste à :

- neutraliser les effets des instruments économiques sur la compétitivité par des exonérations, subventions, protections aux frontières ... Mais ces parades peuvent induire d'autres distorsions au sein même du pays entre les bénéficiaires de ces mesures et ceux qui n'en bénéficient pas,
- adopter les instruments qui ont un moindre impact sur la compétitivité ; à cet égard, des permis accordés gratuitement (à hauteur d'un niveau d'émission visé) seront moins distorsifs que la taxe car ils ont le même effet incitatif que celle-ci mais ils ne pèsent que sur les revenus des entreprises ayant émis plus que prévu.

Des considérations de nature politique apportent donc un nouvel éclairage sur l'instrument qu'est la taxation ; cette dernière peut présenter un double dividende ... mais au prix d'une perte de compétitivité

(13) On trouvera au chapitre 3 de la troisième partie " Description détaillée de la méthode ", une analyse synthétique de la question du double dividende.

(14) Les effets sur la compétitivité sont analysés dans la deuxième partie et détaillés dans la quatrième partie, intitulées respectivement " La Compétitivité " et " Description détaillée des effets sur la compétitivité ".

5. CONCLUSION

Le monde est incertain, les économies ouvertes et en perpétuel déséquilibre, la concurrence globale et imparfaite. Dans ce désordre moteur, aucune théorie ne peut prétendre imposer "le" bon instrument de politique environnementale. Il est en revanche possible de dissiper les malentendus, d'éviter les pièges du discours et de réduire les frictions inutiles en procédant avec rigueur. La méthode EPE d'Evaluation des Politiques Environnementales que nous proposons consiste à :

- **partir des problèmes** et non d'un choix ou d'un rejet a priori de certains instruments de politique environnementale,
- caractériser chaque problème par des critères déterminants par rapport aux instruments envisageables et ainsi à **passer des problèmes aux instruments**,
- **ne pas écarter la question de l'incertitude**, mais la placer a contrario au centre de la démarche,
- **prendre en compte les limites des capacités de régulation**,
- et reconnaître enfin que dans un monde imparfait et changeant, la meilleure solution n'est pas le résultat d'une analyse théorique (même si elle est très utile pour défricher le sujet), mais le **fruit d'une concertation avec les agents économiques pour trouver un compromis acceptable entre les besoins collectifs exprimés par la puissance publique et les situations particulières des agents économiques exposés à la concurrence internationale.**





COMPETITIVITE



1. *COMPETITIVITE DE L'ENTREPRISE, COMPETITIVITE DES NATIONS*

La recherche d'un développement durable consiste à concilier, sur longue période, la croissance économique, l'efficacité environnementale et l'acceptabilité sociale. Le choix d'un instrument de politique environnementale adéquat à un problème donné pose inévitablement la question de ses effets sur la compétitivité, à un double titre : toute atteinte durable à la compétitivité menace la croissance ; et elle provoque la résistance des entrepreneurs qui en souffriraient. Le pilier économique et le pilier social du développement durable s'en trouvent donc ébranlés.

Le souci de la compétitivité se présente de façons très différentes, voire antinomiques, selon qu'il s'agit de la compétitivité d'une nation, préoccupation des économistes, ou de la compétitivité d'une entreprise, obsession de son responsable.

De même que dans l'art militaire, la victoire justifie quelques morts, de même dans la guerre économique les vertus de la concurrence s'accommodent de quelques disparitions. La " destruction créatrice " chère à Schumpeter, fait partie des règles du jeu ; elle est nécessaire, sinon souhaitable. Aussi, un double dividende qui diminue des distorsions fiscales et renforce l'efficacité économique d'ensemble vaut bien pour l'économiste, même s'il la déplore, la disparition par décès ou par délocalisation de quelques entreprises. La réponse devient évidemment plus difficile quand la vie de secteurs entiers est en jeu ; mais le bosquet ne doit pas à ses yeux cacher la forêt.

L'attitude du chef d'entreprise est tout à fait différente. Il s'agit en effet de l'existence de son entreprise, dont il est responsable. De plus, si elle est engagée dans une politique de développement durable, si elle en est un acteur, sa disparition est une perte qui ne sera pas forcément compensée par une amélioration faible du sort d'un grand nombre d'autres entreprises, même si elle paraît statistiquement avantageuse : au jeu de l'innovation, les mathématiques peuvent s'avérer trompeuses.

Nous analyserons ici les effets micro-économiques des divers d'instruments de politique environnementale sur la compétitivité de l'entreprise. L'examen de leurs effets macroéconomiques sur la compétitivité des nations est un problème infiniment plus complexe, en raison notamment de l'introduction des taux de change, qui appelle des raisonnements très différents, des modèles mathématiques complexes, voire des moyens informatiques puissants, situés au delà de notre compétence. Le lecteur intéressé trouvera cependant, dans le chapitre 3 de la troisième partie " Description détaillée de la méthode ", un aperçu des thèses du double dividende.

2. *DEFINITION DE LA COMPETITIVITE DE L'ENTREPRISE ET DU MARCHE PERTINENT*

Bien qu'elle soit communément évoquée, la compétitivité est en fait un concept complexe puisqu'elle est à la fois multiple dans ses facteurs –capacité d'innovation, de résistance, de rebond, d'attaque, réputation, rentabilité, etc.- et relative par sa nature puisque l'on est compétitif par rapport aux concurrents. Nous repèrerons ici, en première approximation, la compétitivité par la valeur de l'entreprise, à savoir la somme de ses cash-flows futurs actualisés. Nous adoptons donc une vision de long terme, conforme à la fois à l'horizon des grands investisseurs et à celui du développement durable. Remarquons qu'il s'agit aussi d'une qualité dynamique, qui peut constamment être détruite par la concurrence ou renforcée par l'innovation.

La compétitivité se joue par ailleurs sur un marché qui peut être local, régional, national, européen ou mondial. Le marché pertinent se repère par l'unicité du prix du bien ou du service, à fonctionnalité égale. Remarquons qu'avec la baisse des frais de transport et la puissance des télécommunications et de l'informatique, les marchés pertinents sont de plus en plus vastes. Aussi bien le paramètre clé dans notre analyse ne sera pas l'éloignement plus ou moins grand des concurrents, mais le fait qu'ils soient soumis ou non à des contraintes environnementales semblables. Dans le premier cas, on peut penser que les entreprises du secteur disposeront collectivement d'un certain pouvoir de hausse des prix. Dans le second cas, le ou les concurrents qui en sont exemptés peuvent bloquer le prix à leur avantage.

Avec la définition adoptée, un instrument de politique environnementale porte atteinte à la compétitivité de l'entreprise s'il diminue durablement et significativement son cash-flow (1). Nous examinerons donc dans un premier temps l'effet des divers instruments sur le profit de l'entreprise (2) (3). Nous analyserons ensuite la dimension financière du problème, du point de vue notamment du coût du capital et de la fragilité financière de l'entreprise.

3. *EFFETS SUR LA COMPETITIVITE DES INSTRUMENTS DE POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE*

3.1. *INSTRUMENTS RÉGLEMENTAIRES (VALEURS LIMITES D'ÉMISSION)*

D'une manière générale, l'entreprise dispose de deux moyens principaux, non mutuellement exclusifs, pour réduire ses pollutions : produire moins, ou " réduction absolue ", ou bien polluer moins par unité de biens produite, ou " réduction unitaire ".

Si la concurrence est parfaite, la mise en place d'un instrument réglementaire contraignant se traduit par un coût de mise en conformité (réduction spécifique) et par la perte de profit entraînée par la baisse éventuelle de production si la réduction spécifique ne suffit pas à respecter la valeur limite.

Si la concurrence n'est pas parfaite et si, dans leur ensemble, les entreprises soumises à la contrainte peuvent augmenter les prix de vente, alors la baisse de profit sera plus faible, sans pour autant s'annuler.

(1) Le lien entre compétitivité et valeur de l'entreprise est explicité au chapitre 4 ci-après.

(2) Chaque instrument étudié est supposé adéquat au problème posé, selon la méthode EpE exposée dans la première partie.

(3) Les démonstrations sont données dans le chapitre 1 de la quatrième partie " Description détaillée des effets sur la compétitivité ".



3.2. INSTRUMENTS ÉCONOMIQUES

Nous n'examinerons ici que les deux cas extrêmes que sont les permis d'émission négociables gratuits et les taxes sur les émissions, sans traiter des instruments hybrides (4).

En présence de permis échangeables gratuits ou de taxe sur les émissions, le coût marginal de l'entreprise augmente, toutes choses égales par ailleurs, du coût de l'émission engendrée par l'accroissement marginal de production, à savoir le produit de l'émission par unité de production et du prix du permis sur le marché ou du taux de la taxe.

Si le prix du bien n'augmente pas, en raison par exemple de l'existence d'un concurrent puissant et non soumis à la contrainte, l'entreprise réduira sa production pour ramener son coût marginal, supposé croissant, au niveau du prix de vente inchangé.

Dans un système de permis échangeables gratuits, le profit de l'entreprise sera amputé du coût de l'abattement unitaire et de la perte engendrée par la réduction de production, et aggravé par l'achat éventuel de permis ou diminué par la vente de permis en excédent (5).

Dans le cas d'une taxe, la perte due, comme précédemment, à l'abattement et à la réduction de production sera aggravée du montant de la taxe payée sur la totalité de l'émission et non sur l'écart d'émission par rapport à l'objectif, contrairement au cas des permis. Cet effet est du premier ordre, alors que tous les autres sont marginaux. La taxe affecte donc beaucoup plus la compétitivité que les permis gratuits, à effet environnemental inchangé.

Supposons maintenant que le prix de vente augmente à la suite de l'introduction de l'instrument. Cette hausse de prix affecte la totalité des ventes. Elle a donc elle aussi un effet du premier ordre qui vient en déduction de l'effet semblable d'une taxe, sans toutefois l'annuler, mais qui peut, dans un système de permis gratuits, se traduire par un gain net pour l'entreprise, du moins sous certaines conditions : objectifs de réduction faibles, réductions d'émissions unitaires onéreuses, forte élasticité de la demande globale au secteur.

Les considérations précédentes sont résumées sur la figure 1.

Effet qualitatif et relatif sur la compétitivité	Prix de vente (6) inchangé	Prix de vente augmenté
Valeur limite d'émission	----	--
Permis gratuits échangeables		
• objectifs spécifiques	-	±
• objectif absolu		± ±
Taxes sur les émissions	----	----

Remarque : Cette figure explique le paradoxe apparent de la préférence des chefs d'entreprise pour une valeur limite d'émissions par opposition à une taxe, alors que celle-ci leur offre une liberté de choix.

(4) Certains instruments hybrides sont étudiés dans la quatrième partie.

(5) Ces deux derniers termes rendent le coût total plus faible qu'il ne serait dans une approche réglementaire.

(6) C'est la cas si un ou plusieurs concurrents puissants ne sont pas soumis à la contrainte environnementale, surtout s'ils cherchent à gagner des parts de marché.

4. EFFETS FINANCIERS (7)

Toute atteinte durable au profit diminue la valeur de l'entreprise repérée par la somme actualisée de ses cash-flows futurs et, toutes choses égales par ailleurs, la cote de son action. Qu'en est-il du coût moyen de son capital, égal à la moyenne du coût du capital stricto sensu et de celui de la dette, pondérés par les parts respectives du capital et de la dette dans le passif de l'entreprise ?

Si les coûts entraînés par la contrainte environnementale sont assez bien connus, la prime de risque qui s'ajoute au taux d'intérêt à court terme sans risque pour déterminer le coût du capital de l'entreprise, ne varie pratiquement pas. Il en est dès lors de même du coût moyen du capital. L'entreprise n'est donc pas désavantagée dans la concurrence par un coût d'accès au capital plus élevé. En quelque sorte, la baisse instantanée de la valeur de l'action lors de la mise sous contrainte environnementale a " purgé " l'entreprise en lui permettant de servir aux actionnaires le même intérêt qu'auparavant, à partir d'un profit diminué. Mais elle a " purgé " différemment les actionnaires par la baisse de la cote de l'action ! Ici également, le point de vue de l'économiste, qui se satisfait de la constance du coût du capital et du maintien de l'optimalité de la répartition des ressources financières par le marché, diverge de celui du chef d'entreprise qui se doit de défendre le patrimoine de ceux qui l'ont nommé.

De surcroît, même si le coût d'accès au financement n'est pas modifié, la baisse de la valeur de l'entreprise la désavantage dans des acquisitions par échange de titres, la rend plus vulnérable à des coups subits de la concurrence et l'expose à des risques d'OPA. Sa compétitivité en est diminuée d'autant.

Si de plus l'effet de la contrainte environnementale ou l'évolution future de la réglementation environnementale ou fiscale est mal connu par le marché financier, alors la prime de risque de l'entreprise qui y est soumise augmente. Il est même possible que face à ce risque accru, le marché pousse l'entreprise à réduire la part relative de sa dette et à augmenter corrélativement celle de son capital, ce qui, toutes choses égales par ailleurs, peut augmenter encore le coût moyen du capital. La compétitivité de l'entreprise en est encore plus atteinte.

* * *

Ces considérations montrent combien il est critique, pour les entreprises assujetties à une contrainte environnementale, que soient pris en compte les effets sur la compétitivité des instruments politiques que la méthode d'évaluation, exposée dans la première partie, aurait conduit à sélectionner comme environnementalement adéquats.

(7) Les démonstrations sont données dans le chapitre 2 de la quatrième partie " Description détaillée des effets sur la compétitivité ".





DESCRIPTION

DETAILLÉE

DE LA

METHODE

REMERCIEMENTS

La méthode ici décrite est le produit de deux groupes de travail :

- un groupe dit de méthodologie qui a réagi aux suggestions du rapporteur et a mis au point la méthode,
- un groupe de pilotage qui a encadré ce travail en l'intégrant à la problématique environnementale des entreprises représentées.

Le groupe de méthodologie était composé des personnes suivantes (leurs titres indiqués ici sont ceux qu'elles avaient au moment de cette étude).

Président

- M. Alain PERROY, Directeur Sécurité, Hygiène et Environnement – Rhône Poulenc

Rapporteur

- M. Khalil HELIOUI, Chargé de Recherches - CIRED

Membres

- Mme Anne COLMET DAAGE, Directeur Associé – Arthur Andersen International
- M. André GROSMAITRE, Directeur Sécurité Environnement – Elf Atochem
- M. Oliver GODARD, Directeur de Recherche au CNRS – Ecole Polytechnique
- M. Roger GUESNERIE, Professeur au Collège de France
- M. Thierry KARCHER, Associé d'Audit – Deloitte Touche Tohmatsu,
- M. Richard LABORIER, Directeur du Service Fiscal – Lafarge,
- M. Christophe PUEL, Direction Juridique – Framatome,
- Mme Marie-France van der VALK, Juriste Environnement, Renault
- M. Jacques VERNIER, Président de la Commission Interministérielle du Transport des Matières Dangereuses, Ministère des Transports – Maire de Douai
- M. Guy VIDAL, Conseiller du président de Vivendi

Le groupe de pilotage était composé de :

Président

- M. Alain PERROY, Directeur Sécurité, Hygiène et Environnement – Rhône Poulenc

Rapporteur

- Mme Valérie Pallier, Chargée d'Etudes - EPE

Membres

- M. Michel BOURY, Direction Sécurité Environnement – Elf Atochem
- Mme Clotilde DUPRE, Déléguée Management de l'Environnement - ELF
- Mme Anne EGLIE-RICHTERS, Responsable Environnement - MEDEF
- M. Jean-Claude GUIONIE, Chargé de Mission – du Président et de la Direction Générale Environnement – EDF
- M. Khalil HELIOUI, Chargé de Recherches - CIRED
- M. Renaud LAMBERT, Délégué Général – Syndicat Français de l'Industrie Cimentière
- Mme Liliane LAVILLE-TIMSIT, Inspecteur Technique – AGF
- M. Jean-Marc LEPEU, Directeur Direction des Relations Extérieures – Renault
- M. Daniel MADET, Conseiller Scientifique/Direction Recherche – EDF
- M. Thierry PELTIER, Attaché à la Délégation à la Stratégie et à la Gestion Gaz de France
- M. François PERRIN, Chargé de Recherches – Suez-Lyonnaise des Eaux
- M. Patrick PHILIP, Directeur de l'Environnement – CEA Industrie
- Mme Elisabeth SAGE, Economiste au Département Etudes Générales et Environnement PSA Peugeot-Citroën

Par ailleurs, Mlle Christine CROS, économiste à l'ADEME, et M. Frédéric DOR, ingénieur à l'ADEME, ont fait part de suggestions avisées suite à la lecture de versions préliminaires à ce rapport. L'étude de cas sur la pollution organique de l'eau n'aurait pas été possible sans les conseils et les documents fournis par M. Luc PEREIRA-RAMOS, chargé d'études "Qualité des Eaux de Surface" à l'agence de l'eau Seine-Normandie.

Qu'ils soient tous remerciés ici de leur engagement et de leur ouverture d'esprit.



Entreprises pour l'Environnement

AVERTISSEMENT

Le résumé qui ouvre ce dossier a l'ambition de présenter la méthode proposée et d'en faire comprendre la teneur, mais non d'en permettre à lui seul l'application.

Seule la lecture de l'ensemble du dossier permet d'appliquer la méthode, telle qu'elle est exposée dans le corps du rapport et rassemblée au paragraphe 2.3.2.

Nombreuses restent les questions qui mériteraient un examen plus approfondi : citons notamment les choix entre générations, les effets des instruments sur la compétitivité des entreprises, les conséquences des présupposés idéologiques et celles des méconnaissances des mécanismes économiques. Certaines d'entre elles pourront faire l'objet de réflexions ultérieures qui compléteront utilement les travaux présentés ici.

RESUME

Les polémiques qui opposent partisans et adversaires d'une taxation écologique ont longtemps focalisé les débats sur les instruments économiques et fait perdre de vue les problèmes à résoudre. On peut pourtant penser a priori que le choix des premiers dépend des caractéristiques des seconds. C'est la raison pour laquelle l'Association Française des Entreprises pour l'Environnement (EFE) a réuni deux groupes de travail pour mettre au point **une méthode de choix des instruments de politique environnementale les plus judicieux pour résoudre un problème donné**, qui sera appelée méthode d'Evaluation des Politiques Environnementales (ou *Environmental Policy Evaluation*) ou méthode EFE2(1).

La méthode EFE2 s'inscrit dans le cadre du **Développement durable**, à savoir l'intégration des dimensions environnementales, économiques et sociales du développement autrement dit l'intégration de l'écologie, de l'économie et de l'équité :

- **Le volet environnemental** conduit à rechercher des moyens efficaces de protéger l'environnement ;
- **Le volet économique** amène à privilégier, parmi les instruments efficaces, ceux qui permettent d'atteindre au moindre coût l'objectif visé ;
- **Le volet social** impose enfin de retenir parmi les instruments ainsi sélectionnés ceux qui sont acceptables par les différentes parties concernées : secteurs d'activité, ménages, etc.

1. **Si l'information était parfaite**, la question ne se poserait pas, du moins au plan économique. Si l'on remarque en effet que les coûts marginaux de réduction de la pollution, ou coûts marginaux d'abattement, augmentent en général avec le niveau de la prévention et qu'à l'inverse les dommages marginaux diminuent, **l'optimum économique se situe au niveau de prévention qui égalise coûts et dommages marginaux** : en deçà de ce point en effet, le coût supplémentaire de la prévention est inférieur à la valeur du dommage qu'il permet d'éviter, ce qui incite à augmenter la prévention, et au-delà, la valeur de ce dommage est inférieure au coût d'évitement, ce qui conduit à réduire la prévention. Dans ce cas, il est équivalent de fixer le niveau optimal de prévention et d'imposer à chaque émetteur la norme d'émission adéquate ou d'imposer à tous les émetteurs une taxe égale au coût marginal à l'optimum.

Mais, **l'information pas plus que la concurrence ou les capacités d'administration et de régulation ne sont jamais parfaites**. De plus, il faut compter avec la motivation des agents économiques. De ce fait, les divers instruments de politique environnementale ne sont pas équivalents.

Quand les agents économiques sont susceptibles de gérer eux-mêmes la solution au problème et que les conditions d'une négociation avec eux sont réunies, une approche **contractuelle**, pouvant aller jusqu'à des accords volontaires, présente sur une approche **régalienn**e traditionnelle l'avantage d'être plus flexible et mieux acceptée. Elle est d'autant plus conseillée que l'incertitude sur le phénomène écologique et/ou sur la technologie est plus élevée. Elle permet en effet aux acteurs d'échanger de l'information ce qui facilite l'adaptation des objectifs, notamment en fonction de l'évolution du contexte scientifique et technologique. Si le danger, incertain, peut être grand, le **principe de précaution** suggère d'engager des actions préventives dont le coût est proportionné au risque. Mais il est alors impératif d'une part de lancer des recherches pour **améliorer la connaissance** du phénomène et pour

(1) La méthode EFE1 ou méthode d'Examen des Priorités Environnementales (*Environmental Priorities Examination*) mise au point par l'Association, permet à des petits groupes de classer par ordre de priorité les problèmes environnementaux à résoudre.

réduire son coût d'évitement et d'autre part, de revoir l'effort de prévention à la lumière des connaissances ainsi acquises. La concertation avec les agents économiques joue alors un rôle essentiel.

Que l'approche soit contractuelle ou régalienne, le régulateur reste en général confronté à une **incertitude essentielle relativement aux coûts et aux marges de manœuvre des agents économiques**. Fort heureusement, il peut faire jouer la "main invisible" sinon du marché, du moins de l'économie, et atteindre ainsi l'optimum global en guidant les agents économiques par un contrat, par une taxe ou par l'organisation d'un marché. Encore faut-il que cette "flexibilité" soit permise par le problème à résoudre. La notion de "flexibilité" apparaît ainsi comme l'articulation qui permet de relier les caractéristiques des problèmes environnementaux et celles des instruments de politique environnementale et de passer de la sorte des problèmes aux instruments.

1.1 Au niveau des problèmes, la méthode retient quatre dimensions de flexibilité:

- **La flexibilité spatiale** qui désigne l'indifférence relative à la localisation géographique des sources d'émission, à l'intérieur d'un périmètre qui délimite un domaine dit de neutralité spatiale : ainsi l'effet de serre est un phénomène planétaire qui est indépendant du lieu des émissions de gaz et dont le domaine de neutralité spatiale recouvre la planète entière;
- **La flexibilité temporelle** qui à l'intérieur d'une unité de temps, désigne l'indifférence relative au moment des émissions : ainsi les effets cumulatifs de l'ozone sur les arbres sont supposés indépendants de la courbe d'exposition à l'intérieur d'un semestre ;
- **La flexibilité du niveau de prévention** qui désigne la marge de prévention admissible compte tenu de la sensibilité des dommages marginaux et de l'incertitude relative aux coûts de prévention : ainsi les dommages dus à l'effet de serre sont fonction de rythmes planétaires qui autorisent une certaine marge d'erreur sur le niveau de prévention ;
- **La flexibilité vis-à-vis du point d'application de l'action** qui désigne la possibilité de réduire la pollution à posteriori, voire d'en réparer seulement les effets : ainsi le reboisement, en fixant du carbone, permet de compenser à due concurrence des émissions de gaz à effet de serre, du moins si la forêt ainsi créée n'est pas ultérieurement détruite sans être remplacée.

1.2 Au niveau des instruments, la méthode considère sept instruments types de régulation ; mais elle peut en voir ajouter d'autres et n'exclut pas des instruments hybrides faits de la combinaison des instruments types suivants :

- les taxes sur les émissions ;
- les valeurs limites d'émission absolues ;
- les valeurs limites d'émission unitaires ;
- les permis d'émission négociables ;
- les normes de procédé ;
- les taxes sur les intrants ;
- et les normes d'intrant.

Ces différents instruments n'offrent pas les mêmes capacités de flexibilité. Ainsi la taxe ne fixe pas les niveaux de prévention et autorise donc toutes les flexibilités ; les permis négociables fixent à l'inverse le niveau de prévention mais permettent une

flexibilité spatiale, voire temporelle s'ils peuvent être mis en réserve (banking), tandis que certaines normes individuelles d'émission ne permettent aucune flexibilité.

Un problème donné autorise donc certaines flexibilités, qui elles-mêmes pointent vers certains instruments. De l'**analyse des potentiels de flexibilité du problème à résoudre**, on débouche ainsi sur les types d'instruments envisageables.

Encore faut-il que les **capacités d'administration** disponibles permettent de les appliquer. Dans une deuxième étape de l'analyse, l'application de ce critère permet de **sélectionner parmi les instruments envisageables ceux qui sont à prescrire**.

2. **A ce stade, l'analyse économique a été intégrée à la politique environnementale. Il convient maintenant d'ouvrir le volet social.** Au cas d'espèce, nous retiendrons ici que deux considérations majeures se présentent en pratique, mêlant l'économique et le social, la compétitivité et l'emploi à la politique fiscale et l'acceptabilité sociale.

- la recherche d'un double dividende ;
- et le respect de la compétitivité.

Selon la **thèse du double dividende**, si la taxe fait partie d'un ensemble d'instruments à prescrire, elle est préférable aux options alternatives car elle peut se substituer à d'autres taxes sources de distorsions économiques et contribuer ainsi à améliorer l'efficacité du système fiscal. Au gain environnemental, effet direct par hypothèse de la taxe écologique, s'ajoute alors un gain économique dû à la diminution d'une distorsion fiscale. Dans la pratique, la thèse est souvent appliquée aux charges sociales, dont la diminution peut apporter un second dividende en terme d'emploi. Ce dividende est plus ou moins grand selon que la neutralité fiscale ne s'opère qu'à l'intérieur du secteur des entreprises, dont la charge fiscale totale n'est alors pas modifiée, ou que tous les agents économiques contribuant aux émissions sont taxés, ce qui conduit à un allègement de la charge fiscale des entreprises, créateur d'emploi.

Toutefois, l'effet macro-économique du double dividende n'est pas exempt d'effets sectoriels pervers dus à la concurrence des entreprises des pays n'appliquant pas de taxe. Ainsi, dans le cas de l'effet de serre, les secteurs à haute intensité énergétique, qui dans la pratique sont très capitalistiques et emploient une main d'œuvre très qualifiée et peu nombreuse, verraient leur coût marginal alourdi par une taxe sur l'énergie et leur compétitivité considérablement amoindrie ; ils seraient alors contraints de réduire, voire d'arrêter leur production, au détriment de l'emploi, tandis que leurs concurrents étrangers, mieux lotis, augmenteraient la leur, au détriment de l'effet de serre qui globalement ne serait pas sensiblement modifié.

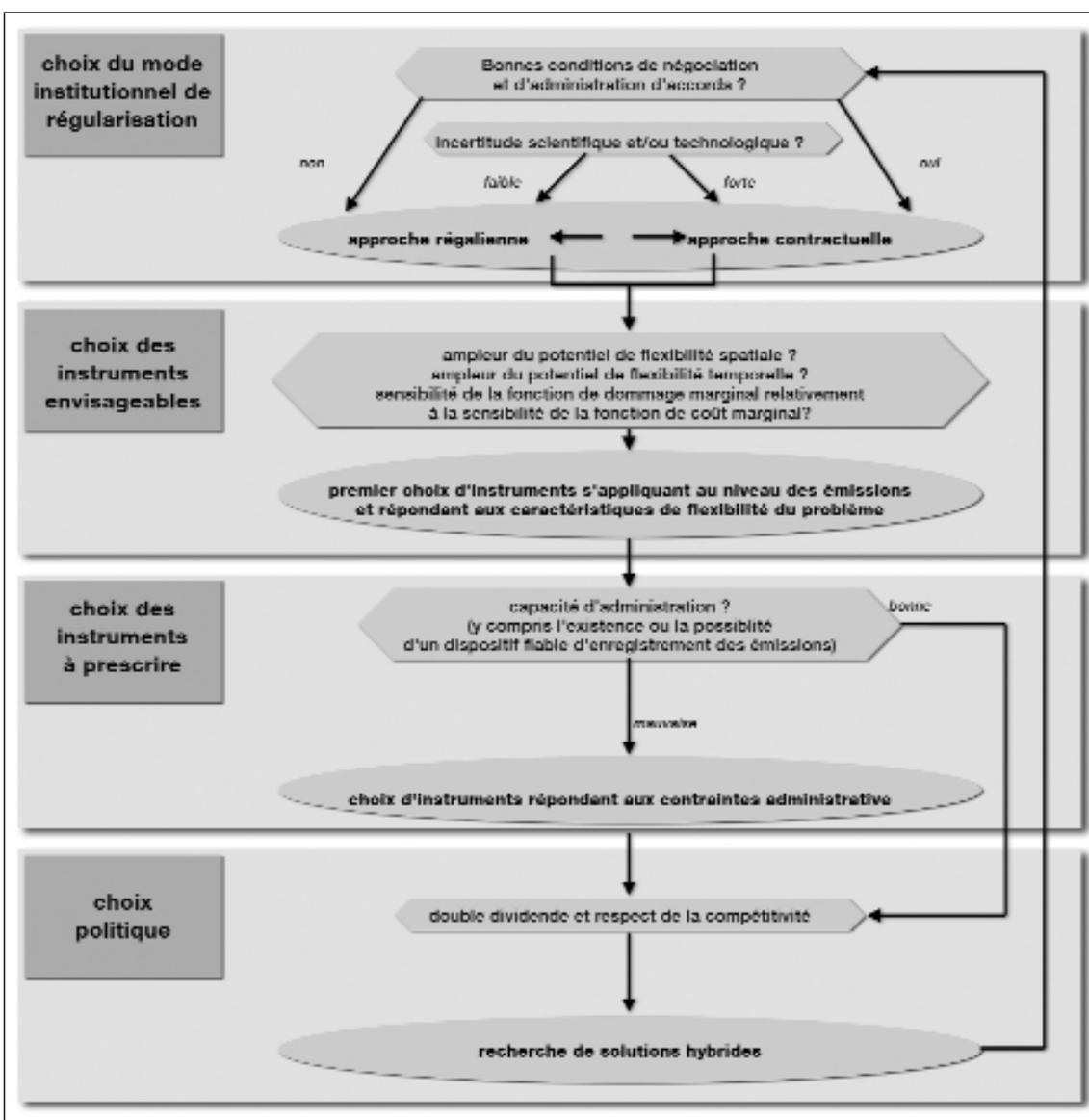
Cette inversion du double dividende, particulièrement forte dans certaines activités, peut conduire à mettre en place des ajustements fiscaux aux frontières pour protéger la compétitivité des secteurs indûment menacés. Mais l'emploi de ces instruments est délicat car on peut glisser facilement de la protection de l'environnement au protectionnisme tout court. Quant aux subventions ou aux détaxations, elles risqueraient de réintroduire des distorsions nouvelles au débit d'un double dividende déjà amoindri par la baisse des ressources de l'éco-taxe, consécutive à ces aménagements. En revanche, les permis d'émission présentent l'avantage d'exercer le même effet marginal incitatif qu'une taxe, mais sans peser lourdement sur les coûts de revient s'ils sont accordés sous forme de crédits d'émission aux seules entreprises qui font mieux que leur objectif de réduction, à hauteur de l'écart favorable. La compétitivité est ainsi à peu près préservée, mais la ressource fiscale

disparaît. Le choix des instruments de politique environnementale et plus particulièrement le recours à des instruments économiques, débouche ainsi sur un dilemme. Sa résolution semble résider dans un compromis judicieux entre taxe et permis, selon les agents économiques ou selon les types d'émissions, compromis dont la définition et l'acceptation mettent en jeu les trois dimensions du Développement durable.

On le voit, la méthode EPE2 d'évaluation des politiques environnementales ne prétend pas remplacer le rôle du décideur politique, mais seulement aider à sélectionner les instruments adéquats parmi lesquels il appartient à ce dernier d'élaborer (avec les agents économiques) des combinaisons judicieuses.

L'ensemble de la méthode peut être représenté par le schéma suivant (figure 1).

Figure 1 – Schéma de la méthode





1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE DE L'ETUDE

Les débats sur les politiques environnementales, notamment sur l'utilisation des instruments économiques, ont connu une évolution sensible au cours de cette décennie.

Relancé suite à un blocage provoqué en 1992 par le projet de la Commission européenne de recourir à la taxation pour répondre au risque de réchauffement planétaire, le débat a glissé vers une discussion polémique sur les instruments économiques, de plus en plus déconnectée des problèmes à résoudre. Ce glissement, dû à l'émergence de la question de la réforme fiscale " verte ", rend les débats difficiles à suivre, d'autant plus qu'ils ont pris la forme d'échanges d'arguments partiels et parfois partiiaux, soit sur les propriétés des instruments, soit sur les questions collatérales de compétitivité et de fiscalité. Ainsi, les avocats de la réforme fiscale verte ont parfois donné l'impression de croire que la taxation pouvait se substituer à l'ensemble des politiques réglementaires classiques. C'est, par exemple, le cas lorsqu'on justifie la préférence pour la taxation au nom de son mécanisme automatique d'optimisation de la distribution des efforts selon les différents pollueurs, sans préciser le type de problème ; mais si les dommages dépendent de la localisation des sources concernées, on verra plus loin que l'optimisation en question n'a pas de sens et que l'argument ne tient plus. A l'inverse, il arrive que les adversaires inconditionnels des écotaxes les tiennent pour des instruments imparfaits sous le motif qu'elles ne garantissent pas le résultat environnemental. Mais, a-t-on toujours besoin de garantir le résultat environnemental à n'importe quel prix ? La taxe n'offre-t-elle pas un mécanisme de flexibilité du niveau de prévention en fonction des coûts qui peut la rendre souhaitable ?

Pour démêler tous les aspects à prendre en compte, il semble utile d'inverser la logique des débats. Au lieu d'opposer les différents types de solutions en perdant de vue les problèmes, il est préférable de repartir des problèmes et de discuter des solutions. Cela oblige à expliciter les hypothèses sous-jacentes aux différentes argumentations et facilite leur évaluation.

1.2. OBJECTIFS

Dans cet esprit, Entreprises pour l'Environnement (EPE) a réuni deux groupes de travail pour mettre au point une méthode de choix des instruments de politique environnementale les plus efficaces pour réduire les risques écologiques

1.3. PROBLEMATIQUE

1.3.1. La perspective du développement durable

Les activités économiques font peser des risques sur l'homme et son environnement. Livrées à elles mêmes, les forces du marché ne sont pas en mesure de leur apporter une réponse satisfaisante en raison des effets externes associés à ces risques⁽²⁾. Dès lors, une régulation publique apparaît

(2) Salanié (1998, p. 93) définit les effets externes de la façon suivante : " On dit qu'il y a effet externe, ou une externalité, quand les actions d'un agent influencent directement (N.D.L.R. c'est-à-dire sans passer par un contrat ou un marché), les possibilités de choix (c'est à dire l'ensemble de production ou de consommation) d'un autre agent. Le mot directement est très important dans cette définition ; il ne faut pas confondre les véritables effets externes et ce que l'on appelle parfois improprement les externalités pécuniaires, qui passent par l'intermédiaire du marché ... ". Il est reconnu que le problème des externalités trouve rarement sa réponse à travers les mécanismes spontanés du marché (Pearce et Turner, 1990, pp. 70-83).

nécessaire pour intégrer la valeur de l'environnement dans les processus économiques et favoriser ainsi ce qu'il désormais convenu d'appeler un développement durable⁽³⁾.

Suite aux très nombreux débats autour de la notion du développement durable, il est possible de dégager trois piliers - l'environnemental, l'économique et le social- correspondant aux principes suivants :

- un principe d'internalisation ;
- un principe d'efficacité économique ;
- un principe d'équité ;

Le principe d'internalisation veut que les agents économiques intègrent dans leur gestion les conséquences environnementales de leurs actions.

Le principe d'efficacité économique veut que les politiques environnementales soient choisies de façon à maximiser leur rapport avantage/coût.

Le principe d'équité veut que les choix prennent en compte de façon équitable la situation des différentes catégories d'agents économiques⁽⁴⁾ concernés ainsi que le bien être des générations actuelles et futures.

1.3.2. Méthode d'analyse

Notre approche est focalisée sur la traduction opérationnelle des principes d'internalisation et d'efficacité économique . Celle-ci dépend beaucoup des hypothèses relatives à la nature de l'information dont dispose le régulateur.

1.3.2.1 Le cas d'école : la situation d'information parfaite

Supposons, pour commencer, que le régulateur possède une information parfaite à la fois sur la fonction de dommages⁽⁵⁾, sur les coûts de prévention et sur les comportements des agents. Cette hypothèse correspond au cas d'école présenté dans les manuels d'économie de l'environnement⁽⁶⁾ .

A l'aide des raisonnements classiques de l'analyse coût – bénéfice⁽⁷⁾ on démontre aisément que le niveau de prévention optimal s'établit au point d'égalisation des coûts **marginiaux** et des dommages **marginiaux**⁽⁸⁾ (voir figure 1.1).

(3) La notion de développement durable, popularisée en 1988 après la publication du rapport Brundtland (CMED, 1988), fait suite à l'appel du Club de Rome en 1972 en faveur de limites à la croissance. Avec le développement durable, l'idée d'envisager de manière conjointe développement et environnement est reprise, mais en abandonnant l'opposition entre les deux aspirations. Il s'agit essentiellement d'une exhortation à concilier développement économique et sauvegarde de l'environnement. Cette notion reste cependant, il faut le dire, difficile à préciser quand on passe à l'application. Ainsi, Pezzey J., cité par Allemand S. (1999), recense une soixantaine de tentatives de définition.

(4) Nous n'abordons pas les problèmes soulevés par les questions d'équité, en particulier celles ayant trait à la distribution des revenus.

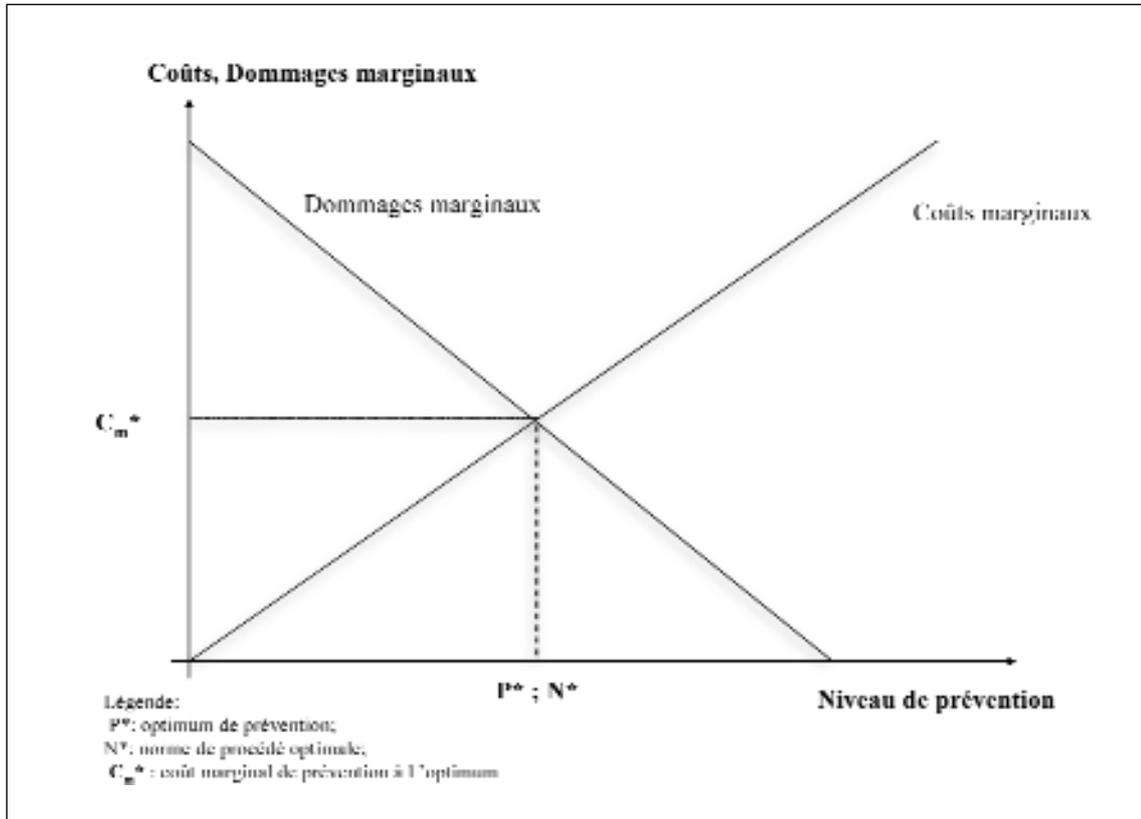
(5) La fonction de dommages relie le niveau de la pollution à une évaluation économique des impacts correspondants. Pour une revue des approches théoriques de l'évaluation économique des biens environnementaux, on pourra consulter, Pearce et Turner (1990). D'autre part, le Swedish Waste Research Council (1993), propose des estimations chiffrées portant sur un ensemble de dommages représentatifs.

(6) Cf : Barde J.P (1991) pp. 52-54 ; Bontems P. et Rotillon G. (1998) pp. 52-53 ; Pearce D.W. et Turner R.K. (1990), pp. 62-64.

(7) Dasgupta et Pearce (1972) proposent une bonne introduction à l'analyse coût bénéfice. L'ouvrage de Layard et Glaiser, (1994) est plus complet.

(8) Cette notion d'optimum de pollution a été critiquée à l'occasion des débats sur le développement durable. On a reproché à l'analyse coût-bénéfice classique de ne pas correctement prendre en compte la question de la durabilité et de conduire, dans certains cas, à des choix néfastes du point de vue de l'environnement. L'essentiel de la critique portait sur le traitement de l'environnement comme un bien économique, mesuré en équivalent Cette notion d'optimum de pollution a été critiquée à l'occasion des débats sur le développement durable. On a reproché à l'analyse coût-bénéfice classique de ne pas correctement prendre en compte la question de la durabilité et de conduire, dans certains cas, à des choix néfastes du point de vue de l'environnement. L'essentiel de la critique portait sur le traitement de l'environnement comme un bien économique, mesuré en équivalent monétaire et, de ce fait, parfaitement substituable aux autres biens. Il est en effet possible de montrer que cette approche reconnaît comme efficace l'épuisement progressif et total d'une ressource environnementale non renouvelable, du moment qu'il existe à chaque période une demande offrant un prix suffisamment élevé pour en consommer. Toutefois, cette critique a été d'une certaine façon intégrée lorsque les notions d'incertitude et d'irréversibilité ont été combinées dans le cadre de l'analyse coût-bénéfice (Arrow et Fisher, 1974) et Henry (1974). L'introduction de ces deux facteurs a permis d'améliorer la formulation des problèmes d'environnement, de prendre en compte les conditions de long terme, et de parvenir à des recommandations conformes avec l'objectif du développement durable.

Figure. 1.1. Détermination du niveau de prévention en situation d'information parfaite.



En situation d'information parfaite, le niveau de prévention, correspondant à une internalisation optimale des externalités environnementales, est parfaitement déterminé et les instruments d'internalisation envisageables pour atteindre l'optimum sont équivalents.

Ces instruments, qui se caractérisent par le type de contrainte qu'ils exercent sur les pollueurs, appartiennent à trois grandes familles : les limites d'émission (contrainte sur la quantité de pollution), les taxes (contrainte sur le prix de la pollution) et les normes de procédé (contrainte sur les choix techniques).

Sous l'hypothèse d'information parfaite, il est en théorie⁽⁹⁾ possible d'atteindre l'optimum soit avec une valeur limite de pollution fixée au niveau P^* , soit à l'aide d'une taxe de montant C_m^* , soit en imposant aux pollueurs l'application des normes de procédé correspondant aux réponses techniques optimales (voir figure 1.1). Dans ce cas, la recherche des instruments de politique environnementale les plus efficaces est inutile : ils sont tous équivalents⁽¹⁰⁾.

(9) Lorsque le régulateur connaît parfaitement les comportements des agents, il est en mesure d'assurer une administration parfaite de ses choix de politique. Pour éviter qu'il y ait des contrevenants, il lui suffit d'utiliser l'information disponible pour fixer des pénalités à un niveau suffisant (supérieur au coût de prévention). Se sachant parfaitement observés, et donc certains d'être sanctionnés à chaque écart, les agents choisissent alors toujours de se conformer à la réglementation.

(10) Ce raisonnement ne tient pas compte des défaillances de marché, autres qu'environnementales. Ces défaillances peuvent biaiser le choix des instruments et/ou justifier le recours à des mesures d'accompagnement (cf. 2.2.4).

1.3.2.2 Le rôle des imperfections de l'information

Dans la plupart des situations réelles, l'information sur les dommages environnementaux n'est pas parfaite. Les effets de la pollution sont souvent mal cernés, les relations de cause à effet comportant une marge d'incertitude. De plus, les coûts de prévention et les comportements des agents sont mal connus.

Cependant, l'incertitude sur la fonction de dommages et la connaissance insuffisante des coûts et des comportements ne constituent pas des imperfections de même nature et ne peuvent être traités de façon symétrique.

a) L'incertitude sur la fonction de dommages

Examinons d'abord le cas de l'incertitude sur la fonction de dommage. A un instant donné, l'information sur le risque, en général centralisée par le régulateur, détermine :

- la conception de la stratégie dynamique du régulateur ;
- l'évaluation de la fonction de dommage correspondant à l'état des connaissances.

Une grande incertitude sur le risque peut conférer à l'action politique une dimension stratégique lorsque le choix de l'action ou de l'inaction dépend d'hypothèses qui seront confirmées ou infirmées progressivement, au fur et à mesure des progrès de la connaissance. Il en résulte que le régulateur ne devra pas déterminer ses choix une fois pour toutes, mais de façon séquentielle. Le choix de l'action immédiate devra tenir compte des conjectures sur les perspectives d'amélioration future de l'information et des options d'ajustement par rapport à ces dernières⁽¹¹⁾.

Ainsi, lorsque les dommages sont très incertains et que l'on anticipe une croissance significative de l'information dans le temps, la traduction opérationnelle du principe de précaution⁽¹²⁾ requiert le recours à un portefeuille d'options combinant judicieusement : (a) des actions de prévention immédiates, proportionnées et révisables en fonction des circonstances, (b) des efforts de R&D pour réduire les coûts des politiques en cas de découvertes alarmantes sur le risque, et (c) des programmes de recherche scientifique pour améliorer la connaissance.

L'anticipation de l'information future est donc susceptible d'influencer d'une part, le niveau de l'effort de prévention appliqué à court terme et, d'autre part, le calendrier prévu pour la révision des politiques. La première conséquence n'affecte pas le problème du choix des modalités de régulation. En revanche,

(11) En 1995, le GIEC (IPCC, 1995) estimait : " *Uncertainties remain which are relevant to judgment of what constitutes dangerous anthropogenic interference with the climate system and what needs to be done to prevent such interference. [...] The challenge is not to find the best policy today for the next 100 years, but to select a prudent strategy and to adjust it in the light of new information* ". Plus tard, le même organisme (GIEC, 1996) expliquait que cette stratégie prudente consistait à placer le problème du choix de l'action immédiate dans une perspective dynamique en fonction des possibilités de révision ultérieure des données du problème pour trouver le meilleur équilibre entre deux risques économiques opposés : (a) que les investissements de prévention se révèlent ultérieurement inutiles et (b) qu'un effort de prévention insuffisant se paye par des mesures futures plus drastiques. Les travaux de Manne et Richels (1992) et de Ha-Duong (1998) donnent des exemples numériques d'application de la théorie de la décision séquentielle, toujours dans le cas de l'effet de serre.

(12) D'après les termes de la loi française, il s'agit du principe "selon lequel l'absence de certitudes, compte tenu des connaissances scientifiques et techniques du moment, ne doit pas retarder l'adoption de mesures effectives et proportionnées visant à prévenir un risque de dommages graves et irréversibles à l'environnement à un coût économiquement acceptable". Loi n° 95-101 relative au renforcement de la protection de l'environnement.

ce n'est pas nécessairement le cas pour la seconde. Comme nous le verrons, l'incertitude sur le risque écologique est un facteur favorable au choix d'un mode institutionnel qui permet aux acteurs l'échange d'information.

L'incertitude sur les dommages peut déterminer aussi, pour une période et un état des connaissances donnés, l'évaluation et, par conséquent, la forme de la fonction de dommage⁽¹³⁾. Or, nous verrons, dans le second chapitre, que l'allure de la fonction de dommage influence le choix des instruments de politique environnementale, mais seulement en situation d'imperfection de l'information sur les coûts de prévention et les comportements des agents. En effet, sous l'hypothèse d'information parfaite sur les coûts et les comportements, il est encore possible de reprendre le raisonnement correspondant au cas d'école présenté ci-dessus et d'aboutir à l'équivalence entre les instruments⁽¹⁴⁾.

b) L'imperfection de l'information sur les coûts de prévention et les comportements

La puissance publique ne peut prétendre détenir toute l'information existante pour effectuer les meilleures anticipations sur les coûts unitaires⁽¹⁵⁾ d'abattement ou sur les niveaux d'activité. Bien que la connaissance des performances et du coût des technologies génériques de prévention appartienne dans une certaine mesure au domaine de la connaissance publique, il reste que les agents privés sont a priori les détenteurs de l'information sur les conditions d'adoption spécifiques de ces technologies (état des équipements déjà installés, besoins de mise à niveau du personnel, etc.). Il en résulte que l'information sur les coûts de prévention fait partie, du moins partiellement, de la connaissance spécifique des agents économiques⁽¹⁶⁾. A l'inverse de la connaissance sur les dommages, cette information est décentralisée.

En outre, limité dans ses capacités d'administration, le régulateur ne peut espérer exercer un contrôle parfait des réactions des agents vis à vis des mesures de politique qu'il leur applique. Le résultat réel des politiques ne peut être obtenu et observé qu'avec une marge d'incertitude, limitant de fait la crédibilité des sanctions applicables aux contrevenants.

Le régulateur est ainsi confronté à deux types d'imperfection de l'information concernant les agents économiques. L'une concerne la connaissance des coûts de prévention et l'autre la réaction des agents aux politiques qui leur sont appliquées.

(13) Le lecteur intéressé par l'évaluation des dommages en situation d'incertitude sur le phénomène écologique, tenant compte de la valeur de l'information future et des éventuels effets d'irréversibilité pourra consulter les articles fondateurs de Arrow et Fisher (1974) et Henry (1974).

(14) Pour ce faire, il suffit de considérer que la fonction de dommage résulte d'une estimation, tenant compte des éléments d'incertitude et non pas d'une connaissance certaine sur le risque.

(15) Il s'agit du coût marginal d'abattement par unité de produit ou de service. Ce coût est directement lié au choix des solutions techniques d'abattement. La définition de cette notion de coût unitaire permet de bien exprimer que l'incertitude sur les coûts "privés" de prévention peut provenir de deux sources : la méconnaissance des coûts d'adoption de technologies "propres" et l'impossibilité de prévoir parfaitement les niveaux d'activité économique des sources.

(16) On ne peut cependant prétendre que les agents économiques connaissent parfaitement les coûts de prévention. Les coûts des technologies innovantes sont par exemple, souvent imparfaitement anticipés par tous les acteurs. La volatilité de l'activité économique est une autre source importante d'incertitude commune sur les coûts de prévention. Le terme de connaissance privée traduit simplement la présomption selon laquelle les pollueurs disposent d'une information utile que ne détient pas le régulateur. D'ailleurs ce terme se réfère aussi bien à l'information ancienne, détenue avant l'application d'une mesure de politique, qu'à l'information nouvelle issue de l'apprentissage ex post.

1.3.2.3 Une approche centrée sur la caractérisation des potentiels de flexibilité

La réduction des imperfections de l'information par le régulateur ne peut être que limitée. Ses tentatives visant leur élimination totale seraient vite découragées par le coût des études à entreprendre, les conflits d'intérêt l'opposant aux agents et par la complexité des systèmes administratifs à mettre en place. Ainsi, dans sa recherche de l'optimum social, la puissance publique ne peut parfaitement connaître ni les obligations de chaque agent ni même son action réelle. Autrement dit, elle doit composer avec l'asymétrie de l'information et chercher des solutions de régulation permettant de réaliser ses deux objectifs apparemment contradictoires : (a) obtenir que les agents réduisent le risque selon un rapport coût – avantage optimal et (b) minimiser le coût de son intervention.

Une façon d'appréhender simplement le dilemme du régulateur part du constat que l'autonomie des agents peut être mise au service de l'intérêt public. Bien canalisée, elle permettra à ces derniers d'agir en fonction de leurs conditions économiques en réduisant le coût de la régulation. Ainsi, une certaine " dose d'autonomie " contribuerait aux deux objectifs publics énoncés ci-dessus. Encore faut-il que le problème comporte une marge de flexibilité, que les solutions de politique retenues permettent d'en jouer et que les signaux économiques soient corrects.

a) Caractérisation des problèmes

Nous caractérisons un problème par :

- son contexte scientifique et technologique ;
- son potentiel intrinsèque de flexibilité⁽¹⁷⁾ : flexibilité spatiale, flexibilité temporelle et flexibilité du niveau de prévention (prévention à la source, dépollution ou réparation).

Bien que les questions d'administration des instruments soient déterminantes pour les choix de politique, elles n'ont été traitées dans la littérature que d'une manière très simplifiée⁽¹⁸⁾. De ce fait, **l'existence ou la possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions polluantes** est le seul critère intrinsèque aux problèmes que nous avons retenus. Toutefois, pour mieux tenir compte de la diversité des conditions d'administration, nous envisagerons des solutions de remplacement aux choix d'instruments déduits des seules caractéristiques de flexibilité.

b) Caractérisation des modes institutionnels de régulation

Le premier choix de politique environnementale concerne les modes de régulation. Il dépend principalement de l'incertitude scientifique et technologique. Pour simplifier, nous ne

(17) Par potentiel intrinsèque de flexibilité nous entendons le gain que procurerait une modulation des efforts de prévention en fonction des conditions propres des agents économiques (coûts unitaires de prévention, perspectives de croissance, anticipations de renouvellement des équipements, etc.) ; ce gain est mesuré relativement aux performances d'une politique sans modulation.

(18) Cohen (1999) propose une revue de la littérature sur ces questions.

distinguerons que deux modes institutionnels extrêmes de régulation, l'**approche régalienn**e et l'**approche contractuelle**. Dans le premier cas, la relation est unilatérale. Les instruments sont imposés par le régulateur, ce qui n'exclut pas une concertation préalable. Dans le second cas, le choix des instruments résulte d'un accord entre les acteurs, qui peut aller jusqu'à un engagement volontaire⁽¹⁹⁾, ce qui facilite le partage de l'information et augmente l'acceptabilité des politiques.

c) Caractérisation des instruments de politique environnementale

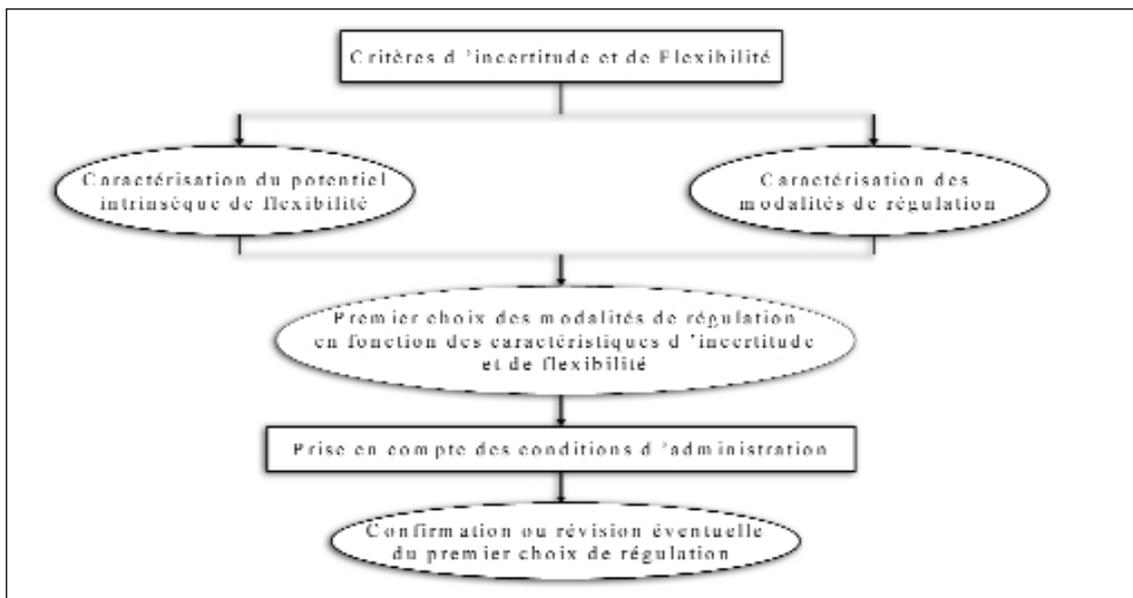
Chaque type d'instrument se caractérise par des potentiels spécifiques de flexibilité pour chacune des quatre dimensions de flexibilité énumérées précédemment. Ces potentiels sont déterminés par le degré d'autonomie accordé aux agents. Par exemple, un système de permis négociables autorise la décentralisation de la répartition spatiale et temporelle des efforts de prévention de différentes sources polluantes ; en revanche il ne procure pas de souplesse relativement au niveau de prévention puisque l'émission totale est fixée pour la période considérée. En accordant de l'autonomie aux agents, le régulateur espère éviter des coûts de transaction et obtenir un résultat économiquement plus efficace que celui qu'une solution alternative plus centralisée procurerait. La comparaison des instruments à l'aide des critères de flexibilité nous permettra de mettre en évidence les conditions favorables à l'utilisation de chacun d'entre eux.

d) Synthèse de la méthode

La méthode proposée consiste essentiellement à analyser les problèmes à résoudre en fonction de leur degré d'incertitude et de leur potentiel de flexibilité et les modalités de régulation, c'est-à-dire les modes institutionnels et les instruments envisageables, en fonction de leur aptitude à répondre à ces incertitudes et à ce potentiel. Ainsi, les notions d'incertitude et de flexibilité permettent d'apparier problèmes environnementaux et modalités de régulation. Dans un second temps le choix qui en découle sera confirmé ou révisé pour tenir compte des conditions d'administration (voir figure 1.2).

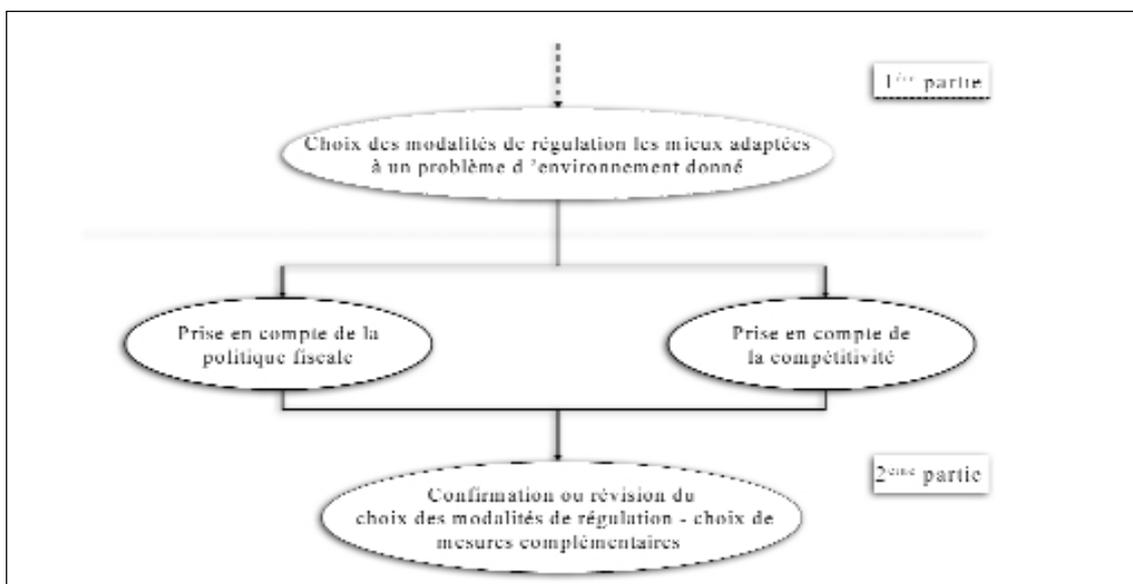
(19) Carraro et Lévêque (1999) distinguent trois types d'accords volontaires : (a) les accords négociés ; (b) les engagements unilatéraux ; et (c) les standards de qualité. Notre définition des approches contractuelles correspond au premier de ces types. Les deux autres catégories correspondent à des instruments de reconnaissance des bonnes pratiques environnementales ; nous ne les étudions pas parce qu'il ne s'agit pas d'instruments qu'utilise la puissance publique pour réduire un risque donné.

Figure. 1.2. Analyse du problème du choix des modalités de régulation les mieux adaptées à un problème d'environnement donné (1ère partie de l'analyse)



Cette analyse sera complétée, dans la 3ème partie de ce rapport par la prise en compte de la fiscalité et de la compétitivité (voir figure 1.3).

Figure. 1.3. Prise en compte de la fiscalité et de la compétitivité (2ème partie de l'analyse)



1.4. CONTENU DU RAPPORT

Après cette introduction, le second chapitre du rapport propose une démarche de choix des politiques environnementales indépendamment des enjeux de fiscalité et de compétitivité. Ceux-ci sont abordés dans le troisième chapitre. La méthode est appliquée à l'annexe A à des études de cas. L'annexe B expose les principes d'une méthodologie reconnue pour l'évaluation du risque écologique, dont nous avons adopté les principales notions. Une bibliographie sommaire est donnée à l'annexe C.

2. ANALYSE DES PROBLÈMES ET DES INSTRUMENTS ENVIRONNEMENTAUX A L'AIDE DE CRITÈRES DE FLEXIBILITÉ

Nous considérons, tout au long de notre analyse, un risque écologique dont l'évaluation scientifique montre qu'il pose bien un problème de décision⁽²⁰⁾. Autrement dit, nous nous plaçons dans un contexte où, au vu de l'évaluation dont il dispose, le régulateur juge que le risque est suffisamment préoccupant pour que la question d'une réponse adéquate soit soulevée.

Le choix de la politique environnementale à mettre en œuvre ne se fera cependant pas sur la seule base de l'évaluation du risque écologique. Le régulateur doit compléter son appréciation du risque par des considérations d'ordre économique, afin de déterminer une réponse correspondant, dans la mesure du possible, à un optimum collectif. La " bonne " réponse consiste à adapter les modalités de régulation aux caractéristiques du problème à résoudre.

2.1. POTENTIELS DE FLEXIBILITÉ DES PROBLÈMES

Dans une première section, l'analyse porte sur la caractérisation des problèmes à travers leurs potentiels intrinsèques de flexibilité. Elle est menée à l'aide de quatre dimensions de flexibilité permettant de mettre en évidence des caractéristiques déterminantes pour les problèmes de décision environnementale :

- la flexibilité spatiale,
- la flexibilité temporelle,
- la flexibilité du niveau de prévention,
- la flexibilité du point d'application de l'action.

2.1.1 Flexibilité spatiale

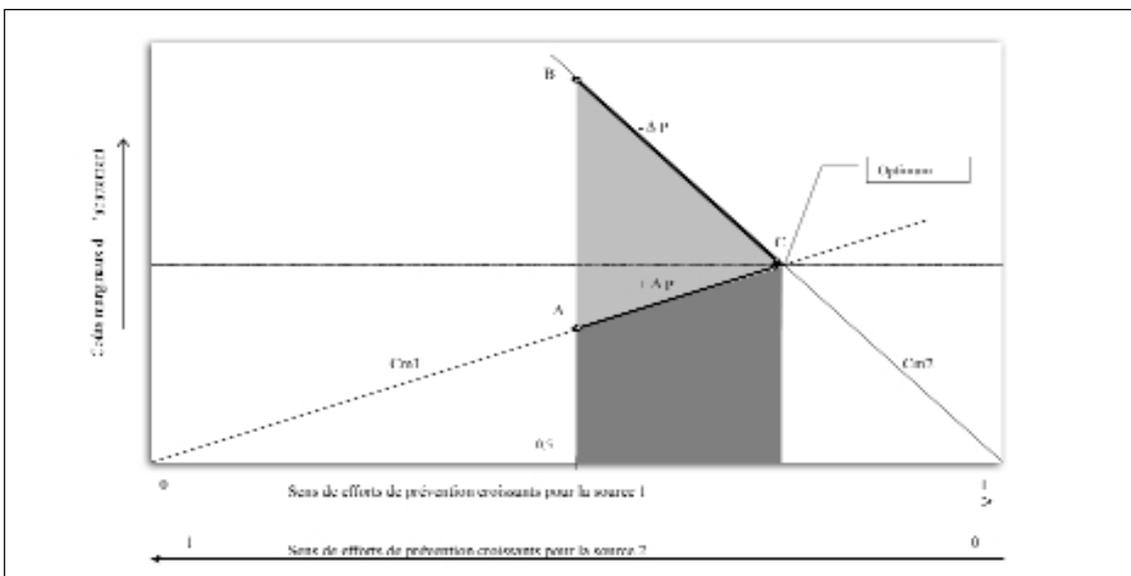
L'action de prévention présente un potentiel de flexibilité spatiale lorsque la réduction de la pollution peut être modulée en fonction de la localisation des sources sans affecter l'atteinte de l'objectif visé, à l'intérieur d'un certain périmètre⁽²¹⁾ géographique. La modulation efficace est alors celle qui assure l'égalisation des coûts marginaux d'abattement des différentes sources. Les réductions seront plus importantes au niveau des sources dont les coûts marginaux sont les plus bas, ce qui permettra de demander un effort plus faible aux sources dont les coûts marginaux sont élevés et d'atteindre ainsi l'objectif collectif à un coût moindre.

La figure 2.1 propose une illustration des avantages de la modulation spatiale. On considère deux sources, S1 et S2, dont les émissions contribuent de façon identique à la pollution. Les courbes d'abattement sont notées Cm1 et Cm2, respectivement. L'objectif du régulateur est de réduire la pollution d'un montant normalisé à l'unité. Pour fixer les idées, nous supposons qu'en l'absence de modulation spatiale un objectif d'abattement identique de 0,5 unité est attribué à S1 et S2. Nous évaluerons les avantages de la modulation spatiale par rapport à cette situation de référence.

(20) L'annexe B présente une méthodologie reconnue d'évaluation du risque écologique.

(21) La flexibilité n'est jamais parfaite. Mais elle peut être suffisante pour permettre des substitutions dans l'espace (ou dans le temps) commodes et jugées acceptables au plan de l'action.

Figure. 2.1. Modulation spatiale de la répartition des efforts de prévention.



Légende :

$Cm1$: courbe des coûts marginaux de la source S1 ;

$Cm2$: courbe des coûts marginaux de la source S2 ;

$+\Delta P$: effort supplémentaire de prévention de la source S1 ;

$-\Delta P$: réduction de l'effort de prévention de la source S2 ;

Sans modulation spatiale, la répartition des efforts de prévention est inefficace. Pour un même résultat, le coût de l'effort marginal est nettement plus élevé pour S2 (ordonnée du point B) que pour S1 (ordonnée du point A). La modulation spatiale permet de réduire le coût total de prévention en rééquilibrant les efforts entre S1 et S2. A prévention totale identique, le rééquilibrage optimal assurera l'égalisation des coûts marginaux (point C). Sur la figure 2.1, le gain de la modulation est représenté par la surface du triangle de couleur gris clair. Il s'agit de la différence entre les coûts économisés pour S2 (triangle gris clair et trapèze gris foncé) et le coût supplémentaire pour S1 (trapèze gris foncé).

L'ampleur du potentiel de flexibilité spatiale est d'autant plus grande qu'il est possible de moduler les efforts sur un grand nombre de sources hétérogènes. Elle est déterminée non seulement par l'étendue de l'espace géographique au sein duquel la localisation des sources est neutre, du point de vue environnemental – espace que nous nommerons **domaine de neutralité spatiale**, caractéristique du risque en question- mais aussi par la densité de ces sources. Ainsi, le potentiel de flexibilité spatiale relatif au problème de la pollution de l'air d'une ville par les grosses particules⁽²²⁾ peut être considérable alors qu'il s'agit d'une pollution dite locale.

Le potentiel de flexibilité spatiale est grand lorsque l'exposition est déterminée par le niveau de concentration d'un polluant se répandant de façon homogène dans un milieu. Cela est, par exemple, le cas pour l'effet de serre et, dans une moindre mesure, pour celui de l'ozone stratosphérique.

(22) La taille des particules peut aller de 0.005 à 100 microns. Les particules dont la taille dépasse 10 microns sont qualifiées de "grosses" et se déposent à proximité de leur lieu d'émission.



2.1.2 Flexibilité temporelle et unité de temps du problème

Lorsque les caractéristiques du risque le permettent, la modulation dans le temps de l'effort de prévention des pollueurs (en fonction de leurs taux d'actualisation spécifiques, de leurs perspectives de croissance, de leurs anticipations de renouvellement des équipements, etc.) permet de réduire les coûts. C'est la flexibilité temporelle.

L'ampleur du potentiel de flexibilité temporelle résulte de la comparaison entre l'échelle de temps des phénomènes écologiques considérés et celle de la dynamique des activités polluantes⁽²³⁾. Les phénomènes écologiques sont caractérisés par des échelles de temps très diverses, allant de la seconde (photosynthèse) au siècle (changement climatique). Les systèmes techniques, dont l'exploitation par l'homme est à l'origine des pollutions, sont caractérisés par des rythmes d'exploitation et de renouvellement divers. Ainsi, l'ampleur potentiel de flexibilité temporelle ne se mesure pas en secondes ou en années, mais en rapportant l'unité de temps du phénomène écologique à la durée de l'action de prévention.

L'unité de temps écologique peut être définie comme la durée maximale pour laquelle les effets écologiques sont indépendants de la distribution temporelle de l'exposition. De l'hypothèse de neutralité de la distribution temporelle de l'exposition à l'intérieur d'une unité de temps donnée, il résulte, par symétrie, que la distribution temporelle des efforts de prévention est aussi neutre dans les limites de cette unité de temps. En pratique, l'unité de temps est une estimation résultant de l'évaluation du risque. Par exemple, sur la base d'études écotoxicologiques, il peut s'agir de la durée maximale telle que les effets puissent être considérés comme proportionnels au niveau de pollution cumulée pour les conditions d'exposition envisagées.

A titre d'exemple, la définition des indices d'exposition de la végétation à l'ozone permet de déduire l'unité de temps de ce problème. L'index AOT40, retenu par la Commission européenne, est défini comme l'exposition excédentaire au seuil d'innocuité de 40ppb⁽²⁴⁾, cumulée sur une période de 3 mois et 6 mois, pour les plantes et les arbres, respectivement⁽²⁵⁾ (IIASA, 1999a). Cela implique que les valeurs de 3 et 6 mois peuvent être retenues comme une estimation des unités de temps respectives.

2.1.2.1 Unité de temps inférieure à la durée de l'action : faible potentiel de flexibilité temporelle

Lorsque l'unité de temps écologique est inférieure ou égale à durée d'une action de prévention, le potentiel de flexibilité temporelle est réduit : l'action de prévention n'est pas modulable dans le temps. Elle devra donc être prédéterminée. Prenons l'exemple de la réduction du risque qu'un embouteillage automobile se produise à un carrefour donné. Par dommage environnemental il faut entendre ici la somme du temps perdu par chaque automobiliste suite à un encombrement.

(23) Suter (1993) propose des graphiques comparant, selon les dimensions spatiale et temporelle, les échelles des activités anthropiques et des phénomènes écologiques.

(24) Parties par milliard en volume.

(25) L'exposition cumulée calculée ne comprend que les heures de la journée (les nuits ne comptent pas).

L'unité de temps du problème est de l'ordre de la seconde ou moins, c'est à dire un laps de temps au cours duquel l'état de la circulation au niveau du carrefour reste à peu près inchangé. En situation de risque d'encombrement (ou même d'accident) l'intervalle d'action des automobilistes sur le point de s'engager dans le carrefour est du même ordre, la seconde ou moins encore. Pour réduire les risques d'encombrement ou d'accident, l'intervalle de temps à la disposition de l'automobiliste pour traverser le carrefour doit être strictement contrôlé. L'ordre de passage des voitures doit être réglé et le temps passé dans le carrefour minimisé.

Le potentiel de flexibilité temporelle est plus élevé dans le cas de l'encombrement du réseau autoroutier durant les périodes de vacances scolaires. Dans ce nouvel exemple, les politiques de prévention sont envisagées à travers le contrôle des départs. Supposons, compte tenu de l'échelonnement des dates de vacances en fonction de la zone géographique, que le risque d'encombrement soit concentré sur la totalité d'un week-end particulier. L'unité de temps de ce problème est de l'ordre d'une journée. Si le risque d'encombrement dépend du jour de départ en vacances, l'heure choisie par les automobilistes pour prendre la route est indifférente. En effet, le choix de l'horaire de départ n'influence ni le risque d'embouteillage le jour du départ ni celui couru au moment du retour, puisque le choix de la date de retour est quasiment indépendant de l'heure de départ. La possibilité de choisir l'horaire de départ sans affecter le risque d'encombrement correspond au potentiel de flexibilité temporelle du problème⁽²⁶⁾.

2.1.2.2 *Unité de temps supérieure à la durée de l'action : grand potentiel de flexibilité temporelle*

Le potentiel de flexibilité temporelle est grand quand l'unité de temps du problème est supérieure à la durée de la prévention. Dans ce cas, ce n'est plus une action indivisible dans le temps qu'il s'agit de contrôler, mais plutôt une action pouvant être modulée sur plusieurs périodes de l'échelle de temps du décideur.

Le risque de réchauffement climatique est l'exemple type d'un problème caractérisé par une grande unité de temps (cf. Annexe A.4). En effet, selon l'état actuel des connaissances scientifiques, les émissions anthropiques de gaz à effet de serre modifient assez lentement le potentiel de réchauffement du système climatique. Sur une durée moyenne à l'échelle des activités économiques, par exemple de l'ordre de la décennie, l'effet sur le climat est quasiment linéaire. Il en résulte que la distribution dans le temps des mesures de réduction des émissions de gaz à effet de serre peut être, dans une large mesure, modulée sans conséquences environnementales.

Remarquons qu'il est d'usage de parler de contrôle de stock (resp. de flux) lorsqu'il s'agit d'un problème dont le potentiel de flexibilité temporelle est grand (resp. faible).

(26) Avec un trajet moyen de 4 heures, on peut poser que l'indice de flexibilité temporelle de ce problème est de l'ordre de 4 (=24h/4h).

Encadré. 2.1. Principe de précaution⁽²⁷⁾ et unité de temps

Le principe de précaution, tel qu'il est énoncé dans la loi française (op. cite), invite à s'interroger sur le sens à donner à la notion de coût acceptable dans le problème du choix de l'action de prévention en situation d'incertitude. En effet, la loi indique que l'absence de certitude ne doit pas retarder l'action préventive, mais dans le même temps, elle contraint cette action à rester dans les limites d'un "coût économiquement acceptable".

Or, en situation de grande incertitude, on peut se demander dans quelle mesure il est acceptable d'agir immédiatement alors que le report de la décision permettrait de tirer parti du progrès des connaissances et des techniques. Il n'est donc pas étonnant que le principe de précaution puisse donner lieu, en pratique, à des interprétations bien diverses. Ainsi, Henry et Picard (1998) ont distingué deux interprétations extrêmes de ce principe qu'ils ont baptisé "précaution faible" et "précaution forte".

Face à une forte incertitude sur le risque, les tenants de la précaution faible recommandent de s'abstenir d'entreprendre toute action de prévention, tant que la science n'aura pas progressé. Les avocats de la précaution forte considèrent, au contraire, qu'en situation de risques une hypothèse non infirmée devrait être tenue provisoirement pour valide, même si elle n'est pas formellement confirmée.

Ces deux points de vue peuvent être réconciliés, du moins en partie, lorsque la connaissance sur le risque est suffisante pour estimer l'unité de temps.

Si l'unité de temps est réduite, le régulateur doit déterminer le niveau de prévention en fonction de la connaissance du moment. Il n'y a pas lieu d'attendre les progrès de la science. Seule une action immédiate est susceptible de réduire le risque. Pour ce type de situations, le principe de précaution est alors un principe de prévention pure.

Si l'unité de temps est grande, les choix présents peuvent être déterminés en fonction des perspectives d'amélioration future de l'information. Dès lors, la précaution devient une question de stratégie de prévention dans l'attente d'information (Treich, 1997). Ainsi, Bontems et Rotillon (1998) rappellent que : "... avec l'accumulation du savoir, l'incertitude se résorbe au moins partiellement, permettant une décision mieux adaptée que celle qui aurait été prise trop tôt".

2.1.3 Flexibilité du niveau de prévention : imperfection de l'information et sensibilité aux dommages

La troisième dimension de flexibilité que nous examinons est celle du niveau de prévention. Dans quelle mesure celui-ci peut être flexible⁽²⁸⁾ ? Pour répondre à cette question, il est commode d'utiliser les outils de l'Analyse Coût – bénéfice (ACB).

En situation d'information parfaite, un résultat très classique de l'ACB énonce que le niveau de prévention optimal s'établit au point d'égalisation des coûts marginaux⁽²⁹⁾ et des dommages marginaux (voir figure 1.1.). L'objectif de prévention étant parfaitement déterminé, le potentiel de flexibilité vis à vis du niveau de prévention est alors nul.

En réalité, la connaissance des coûts de prévention est le plus souvent imparfaite que cela soit dû aux incertitudes sur les coûts unitaires d'abattement ou à l'impossibilité d'anticiper parfaitement les niveaux d'activité futurs.

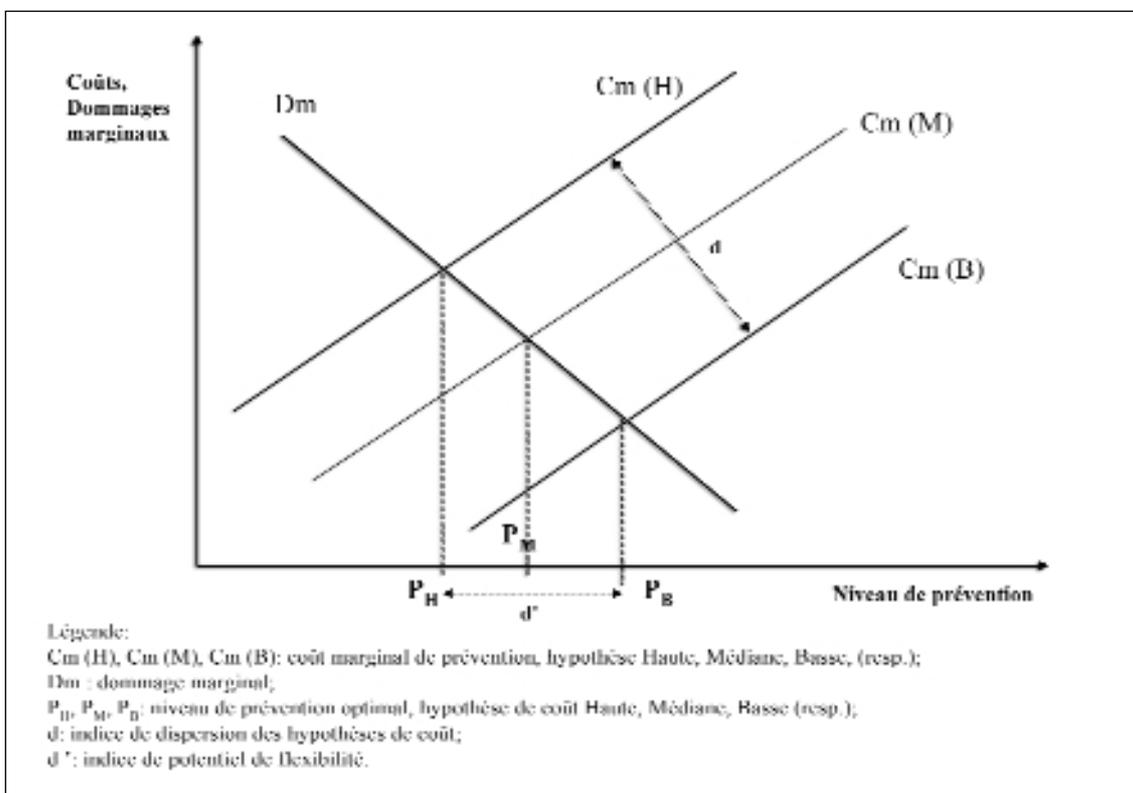
(27) Pour avoir une synthèse sur le principe de précaution, le lecteur est invité à consulter l'ouvrage collectif, dédié à ce sujet, et dirigé par Godard O. (1997a).

(28) Nous ne nous intéressons pas aux problèmes de décision binaire qui concernent, par exemple, l'autorisation d'un produit ou l'installation d'une nouvelle unité de production. Dans ce cas, il n'y a pas lieu de s'interroger sur le choix de l'instrument : il est nécessairement du type réglementaire. On trouvera un exemple de ce type de problème avec l'étude de cas sur les phtalates (cf. Annexe A).

(29) Ces coûts marginaux peuvent aussi bien concerner une source unique que plusieurs sources appartenant à un domaine de neutralité spatiale dont on aurait agrégé les fonctions de coûts.

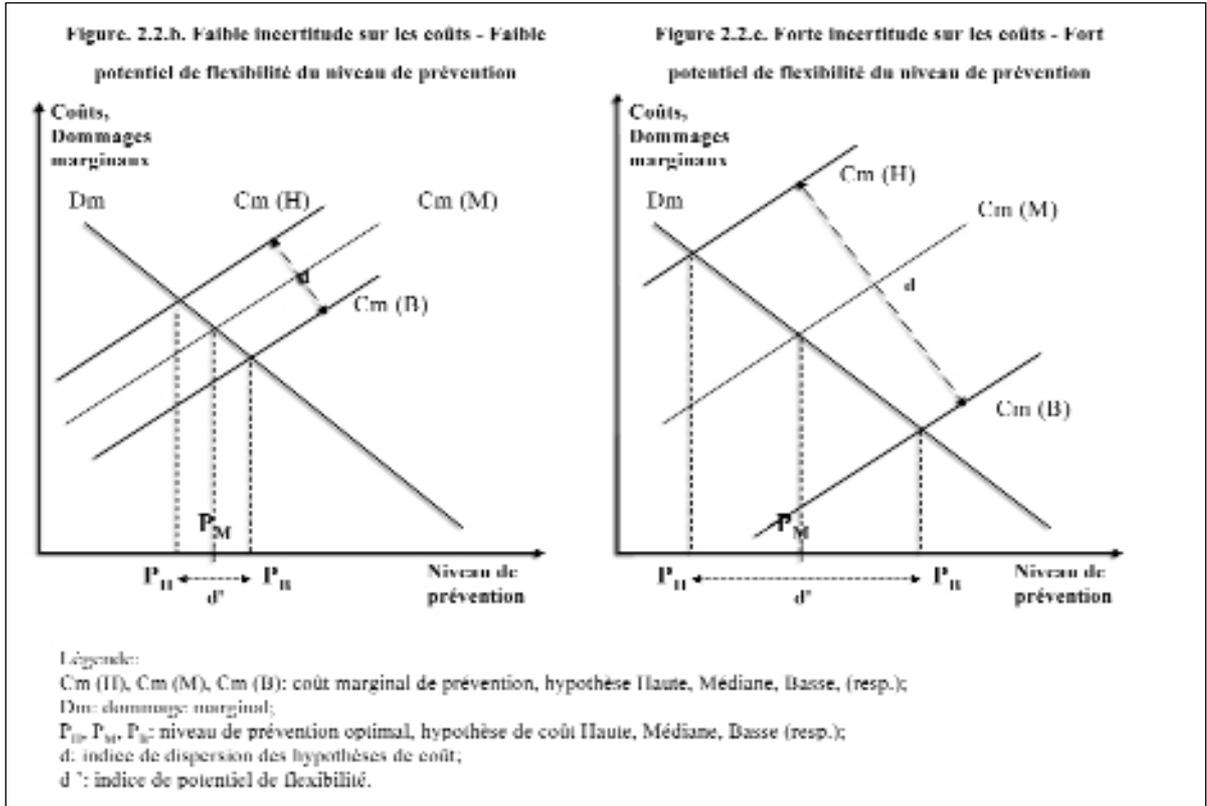
Pour décrire l'évolution du problème de la détermination du niveau de prévention en situation d'information imparfaite, modifions la figure 1.1 en considérant trois hypothèses pour les coûts de prévention : basse, médiane et haute (voir figure 2.2.a).

Figure 2.2.a. Variation du niveau de prévention en fonction des hypothèses de coût

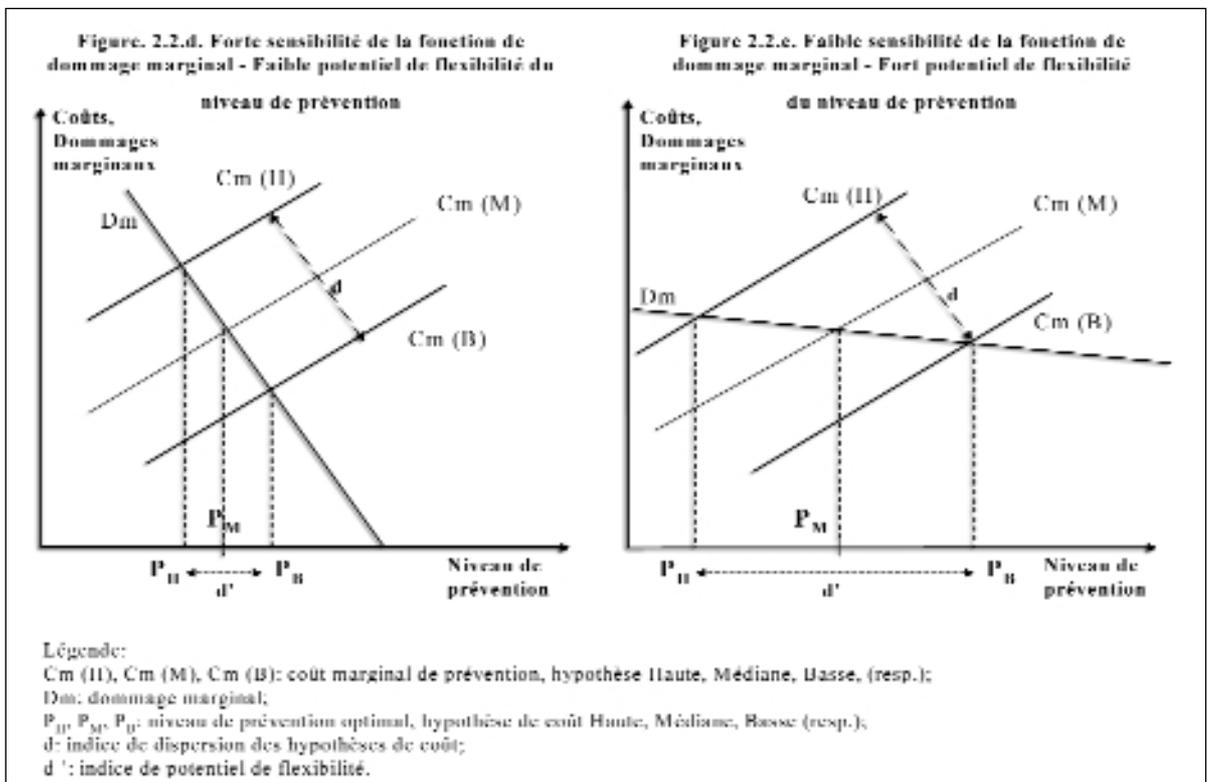


On constate, sans surprise, à l'aide de la figure 2.2.a. que l'objectif optimal varie en fonction des hypothèses de coûts. Plus l'hypothèse que l'on retient pour estimer les coûts de prévention est haute, plus le niveau de prévention optimal est faible, et inversement, ce qui semble au demeurant de bon sens.

On observe aussi, en prenant comme mesure du potentiel de flexibilité la taille de l'intervalle dans lequel varie l'objectif optimal, que le potentiel de flexibilité est une fonction croissante (voir figures 2.2.b. et 2.2.c.) de l'imperfection de l'information sur les coûts de prévention (i.e. de la dispersion présumée des hypothèses de coûts).



Le potentiel de flexibilité est par ailleurs une fonction décroissante du degré de la sensibilité de la fonction de dommage marginal (i.e. la pente de la courbe de dommage marginal dans la zone où se trouve l'optimum – voir figures 2.2.d. et 2.2.e.) ;



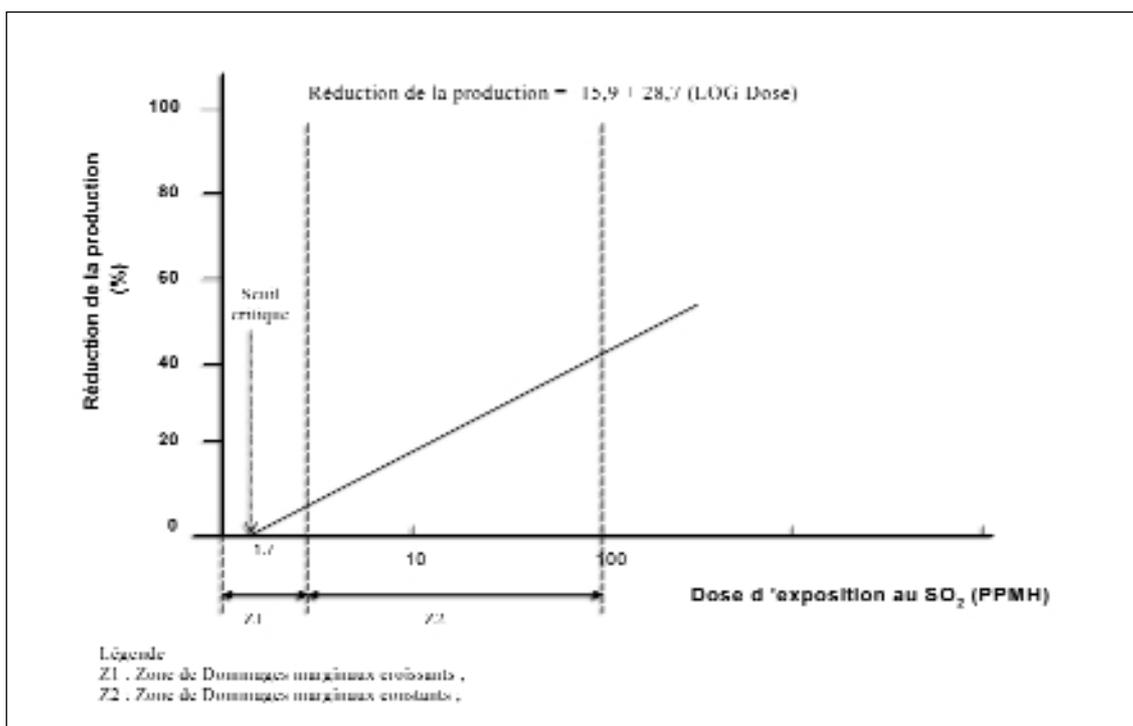
Le degré de sensibilité de la fonction de dommage marginal dépend notamment :

- de l'existence ou non d'un seuil critique d'apparition des dommages ou d'irréversibilité des dommages ;
- ou de la distribution, non uniforme, des individus exposés, selon des niveaux de susceptibilité croissants ;
- éventuellement de la non proportionnalité des coûts de réparation (par exemple, pour reconstituer des habitats naturels) en fonction du niveau de l'exposition ;
- ou d'une combinaison de tels facteurs.

Le cas du risque du SO₂ pour la végétation permet d'illustrer plus concrètement la notion de linéarité des dommages. La figure 2.3 représente la réponse d'une culture de haricots exposée au SO₂. L'exposition est mesurée par la concentration en SO₂ cumulée dans le temps

Comme on le voit sur cette figure, il existe un seuil de l'ordre de 1,7 pm-h en dessous duquel on n'observe pas de réponse. La fonction de dommage marginal peut donc être considérée comme sensible si les conditions économiques permettent de fixer un objectif d'absence totale d'effet sur les cultures. En revanche, le raisonnement sera différent s'il s'agit seulement de réduire les dommages à un niveau plus acceptable dans une zone déjà très polluée. Dans ce cas, on peut considérer que la fonction de dommage marginal est peu sensible. (Le dommage marginal est égal à la pente de la droite de dommage, qui est constante dans la zone Z2, sur une échelle d'exposition logarithmique).

Figure. 2.3 . Pourcentage de réduction de la production de haricots en fonction de la dose de SO₂ en ppm-h (McLaughlin et Taylor, 1985).



Encadré. 2.2. Fixation des objectifs pour les risques de santé humaine

Il est possible d'interpréter les méthodes de fixation des seuils d'exposition pour les risques de santé humaine en termes d'analyse coût - bénéfice. Pour ce faire, considérons les deux types de problèmes auxquels sont confrontées les autorités publiques pour la fixation des seuils maximaux d'exposition admissibles pour la santé humaine (P. Hartemann, 1999).

Le premier type de problème correspond aux contaminants pour lesquels aucun effet sur la santé n'est observé lorsque la dose d'exposition est inférieure à un certain niveau appelé dose seuil. Cela est le cas lorsque le contaminant possède un effet certain et que la relation dose - réponse est suffisamment bien comprise pour déterminer un seuil d'exposition (par exemple, à partir d'études sur les animaux fournissant des doses minimales sans effets nocif, extrapolés à l'homme avec des facteurs de sécurité fondés).

Pour ce type de problèmes, la fonction de dommage marginal est très sensible. Elle passe brusquement de zéro à une valeur élevée au franchissement du seuil. Dès lors, le choix du niveau de prévention ne doit pas être flexible. En raison de cette très forte sensibilité, l'incertitude sur les coûts ne joue pratiquement pas. Le seuil de prévention optimal reste identique au seuil critique qu'elle que soit l'hypothèse de coût envisagée (voir figure 2.2.d.).

Le second type de problèmes correspond aux risques pour lesquels le contaminant présente un effet probable et sans seuil. C'est le cas des substances qui peuvent provoquer un cancer en détériorant le matériel génétique de la cellule. On suppose alors qu'il n'existe pas de seuil en raison de la présomption que la probabilité d'observer un cancer reste non nulle, bien qu'elle soit extrêmement minimale, même pour des niveaux d'exposition très faibles. Si l'exposition ne peut être totalement annulée pour des raisons économiques, l'autorité publique est alors tentée de déterminer un niveau de prévention à partir d'une notion de " risque acceptable ". Actuellement, ce risque acceptable est fixé de façon générale et arbitraire. Par exemple, l'Union Européenne retient une notion d'excès de décès attendus dans une population pendant la vie entière, fixé actuellement à un pour un million (ibid.).

Pour ce type de problème, la courbe de dommage marginal est sans doute assez plate (ce qui ne signifie pas que son niveau soit faible). Dans un monde où le risque nul n'existe pas, il n'est pas alors immoral de s'interroger sur l'efficacité de la fixation d'une limite de risque acceptable à caractère général (voir figure 2.2.e.). Celle-ci ne garantit pas un bon équilibre des efforts de prévention. On peut se retrouver avec des valeurs de la vie préservée qui varient de plusieurs ordres de grandeur suivant les sources du risque. En revanche, l'utilisation d'une valeur de référence unique pour la vie préservée, comme dans le domaines du choix des infrastructures de transport, permettrait d'introduire de la flexibilité et, pour un même coût total, de préserver plus d'existences.

2.1.4 Flexibilité vis à vis du point d'application de l'action et réversibilité

La possibilité de moduler l'action environnementale en fonction de son point d'application le long de la chaîne causale reliant les sources au récepteur, ou encore après l'occurrence des dommages, correspond à une autre dimension de la flexibilité. Lorsque de telles possibilités existent, leur exploitation permet de diminuer le coût des politiques. La faculté de modulation du point d'application de l'action dépend des conditions de réversibilité de la pollution et/ou des dommages.

La pollution est dite réversible s'il est possible de la réduire à posteriori, par exemple à l'aide de techniques d'épuration (dépollution). La neutralité environnementale de l'arbitrage entre une prévention appliquée à la source et la dépollution dépendra cependant de l'unité de temps du problème. Plus

l'unité de temps est réduite, plus la garantie de neutralité environnementale est faible. En revanche, si l'unité de temps est grande, il revient au même du point de vue de l'environnement de prévenir la pollution à la source ou bien de polluer puis de dépolluer. Ainsi, dans le cas de l'effet de serre, sur une décennie, il peut être considéré comme quasiment équivalent de réduire les émissions d'une tonne de carbone par l'application d'un programme de maîtrise de l'énergie ou de compenser l'abandon de ce programme par un projet de reboisement adéquat.

Les dommages peuvent aussi être réversibles. La question de l'arbitrage entre prévention et réparation se pose dans les cas où la réversibilité des dommages peut être favorisée par une action de réparation. Il y a cependant une différence entre la dépollution et la réparation : la seconde intervenant après l'occurrence de premiers dommages, l'appréciation de sa neutralité environnementale ne peut prétendre à l'objectivité ; elle relève d'un jugement de valeur.

Le potentiel de modulation du point d'application de l'action est d'autant plus grand que :

- la pollution et/ou le dommage sont réversibles ;
- le coût de la dépollution et/ou de la réparation est faible par rapport à celui de la prévention.

2.1.5 Récapitulation

Le tableau suivant résume les résultats de la section 2.1 en indiquant les caractéristiques déterminant les potentiels de flexibilité pour toutes les dimensions de flexibilité mises en évidence.

Tableau. 2.1. Les quatre dimensions de la flexibilité de l'action

Dimension de la flexibilité	Type de modulation de l'action à envisager	Caractéristiques déterminant l'ampleur du potentiel de flexibilité
Espace	Modulation de la distribution des efforts de prévention en fonction des coûts des différentes sources polluantes	Etendue du domaine de neutralité spatiale Densité des sources
Temps	Modulation de la distribution temporelle des efforts en fonction des possibilités d'arbitrage intertemporels	Rapport entre l'unité de temps du problème et la durée de l'action de prévention
Niveau de prévention	Modulation du niveau de prévention en fonction des coûts	Imperfection de l'information sur les coûts marginaux de prévention Sensibilité de la fonction de dommage marginal
Point d'application de l'action	Modulation de l'action entre prévention, dépollution et réparation	Réversibilité de la pollution et/ou des dommages

2.2. PROPRIETES DES MODALITES DE REGULATION

2.2.1 La régulation publique

Face à un risque, le régulateur intervient pour modifier le comportement des agents économiques de façon à assurer une utilisation efficace de la ressource environnementale, c'est-à-dire une utilisation qui tienne compte de la valeur écologique de cette ressource, des coûts d'opportunité de prévention à la charge des agents économiques et du coût public d'administration des politiques. Or, dans sa recherche de l'optimum collectif, le régulateur n'a pas les moyens de collecter toutes les données pertinentes sur la situation des agents pour leur envoyer des signaux de commande optimaux ajustés de façon continue. Ses capacités sont limitées par la dimension stratégique de sa relation avec eux, par le coût des études économiques et par les coûts d'administration des décisions publiques.

Comment la puissance publique peut-elle alors atteindre ses deux objectifs contradictoires : (a) obtenir que les agents réduisent le risque selon un rapport coût avantage optimal et (b) minimiser le coût de son intervention ?

Comme nous l'avons déjà indiqué en introduction, "une façon d'appréhender simplement le dilemme du régulateur part du constat que l'autonomie des agents peut être mise au service de l'intérêt public. Si elle est bien canalisée, elle permet à ces derniers de réagir en fonction de leurs conditions économiques sans intervention publique individuelle. Ainsi, une certaine " dose d'autonomie " correspondant au potentiel de flexibilité du problème contribuerait aux deux objectifs publics énoncés ci-dessus". C'est pourquoi nous utilisons dans cette section les critères pertinents de flexibilité⁽³²⁾ mis en évidence dans la section 2.1 pour comparer différentes modalités de régulation. Ce fil directeur de la flexibilité nous permettra de découvrir les conditions favorables au recours à chacune des modalités de régulation considérées.

Ces conditions sont formulées sous la réserve des contraintes d'administration. Nous indiquerons une option de remplacement pour les cas où ces contraintes conduiraient à rejeter la solution de régulation suggérée par les caractéristiques de flexibilité du problème. Par ailleurs, pour ne pas mélanger les arguments, la comparaison des modalités de régulation sera faite, dans un premier temps, sous l'hypothèse d'absence de défaillances de marché autres qu'environnementales (diffusion insuffisante de l'information sur les produits et les techniques " propres ", obstacles à l'innovation, etc.). Nous aborderons la question de la correction de ces défaillances séparément en fin de section.

(32) Sur le plan de la rigueur, il était justifié de s'efforcer de définir aussi complètement que possible la notion de flexibilité et, de ce fait, de proposer une définition pour la flexibilité englobant l'existence de marges de manœuvre au niveau de la dépollution et/ou de la réparation. Toutefois, il ne paraît pas très intéressant de retenir ces deux notions pour la suite de l'analyse. Pour éviter des lourdeurs inutiles, notre analyse sera poursuivie en ne considérant que les instruments visant au contrôle des émissions. En pratique, les instruments peuvent cependant être appliqué sur des variables plus " proches " des dommages. Ainsi, lorsque la pollution est réversible, il peut être préférable que les instruments (valeurs limites ou taxes) soient appliqués en aval des émissions. Par exemple, en raison de l'existence de solution d'épuration, on envisagera de fixer plutôt des limites ou des taxes sur le taux d'oxygène dissous dans un cours d'eau donné, plutôt que de contraindre directement les émissions de DBO et de DCO des usines environnantes ; de même, on préférera fixer des limites ou des taxes au niveau de la mise en décharge des déchets, plutôt qu'au début du cycle de vie des produits. Il n'en reste pas moins que la définition des variables sur lesquelles s'appliquent les instruments ne modifie pas les raisonnements qui vont suivre.

2.2.2 Définition et propriétés des principales modalités de régulation

Une régulation environnementale est déterminée à la fois par le mode institutionnel selon lequel la puissance publique entre en relation avec les pollueurs et aussi par les instruments d'internalisation utilisés. Avant de comparer les modalités de régulation, c'est-à-dire les modes institutionnels et les instruments de régulation, nous les définirons et discuterons de leurs propriétés de flexibilité au regard des trois premiers critères de flexibilité mis en évidence dans la section 2.1 : la flexibilité spatiale, la flexibilité temporelle et la flexibilité du niveau de prévention.

2.2.2.1 Le mode institutionnel de régulation

Toute décision importante de politique environnementale est soumise à un processus politique dans lequel différents groupes d'intérêts font valoir leurs positions et leurs préférences. Dans les démocraties modernes, il est de moins en moins admis que les autorités publiques imposent purement et simplement certaines mesures aux entreprises ou aux consommateurs sans que ces mesures aient fait l'objet d'une concertation. Il y va de l'acceptabilité des mesures en question afin qu'elles puissent recueillir une majorité pour les soutenir. Il y va aussi de l'efficacité de leur mise en œuvre, qui dépend souvent de la volonté des agents régulés de "jouer le jeu" parce que les dispositifs mis en place leur paraissent légitimes.

Les processus de concertation, voire de négociation, préalables à l'adoption de nouvelles mesures de politique soulèvent néanmoins des problèmes de plusieurs types. Ils touchent à :

- l'identité des participants au processus de concertation ;
- le champ ouvert à la concertation ;
- la qualité de l'information échangée ;
- l'encadrement du processus par des règles du jeu.

Alors que l'établissement d'une communication n'apporte que des avantages lorsque les acteurs poursuivent le même objectif, elle peut conduire à des résultats éloignés de l'optimum collectif quand les intérêts des partenaires présentent des oppositions. Ainsi, l'information échangée dans un processus de concertation préalable à une décision de politique environnementale est a priori exposée à deux risques symétriques : la tentation d'une rétention d'information par les entreprises alors qu'elles sont a priori mieux informées sur les technologies et les coûts ; l'utilisation d'une information parcellaire ou obsolète de la part d'une administration méfiante vis à vis des informations communiquées par les entreprises. La confiance ne se décrétant pas, les différentes parties ont à considérer les moyens permettant d'augmenter la fiabilité de l'information aux yeux de ses destinataires. Le recours à des données communément observables, à des comparaisons internationales, à des mécanismes de certification par des organes spécialisés, à l'ouverture de possibilités de vérification offertes à d'autres acteurs et à l'exposition au regard de tierces parties pouvant détenir d'autres sources d'information peut y contribuer.

La communication présentant des avantages mais aussi des risques, un des choix déterminants du régulateur public est celui du degré de concertation qu'il juge souhaitable d'instaurer avec les agents privés. Bien qu'en réalité le spectre des modalités de concertation soit plus étendu, nous traitons cette question d'une manière simplifiée comme une alternative entre deux modes institutionnels de gestion des problèmes environnementaux : l'approche régalienne et l'approche contractuelle.

Le mode régalien

Dans l'approche régaliennne, la puissance publique utilise son pouvoir de décision unilatéral, ce qui n'exclut pas une concertation préalable. Le formalisme institutionnel nécessaire, l'égalité de traitement souhaitée et le délai de décision inévitable empêchent des adaptations trop poussées ou trop fréquentes. Il est par exemple difficile de traiter rapidement des retours d'expérience ou de réagir promptement à des événements imprévus. Les performances de l'approche régaliennne risquent donc d'être faibles dans des contextes écologiques, techniques ou économiques très incertains ou variables. Elles peuvent en revanche s'avérer efficaces quand il y a urgence ou quand le problème est suffisamment reconnu par tous et les mesures suffisamment bien réparties pour que les moyens envisagés ne soulèvent pas d'objections vives.

L'approche contractuelle

Dans l'approche contractuelle, la puissance publique fait jouer les motivations des agents économiques – amélioration de compétitivité, recherche d'un effet d'image, crainte d'une réglementation, etc. – en négociant avec eux (individuellement ou collectivement) un contrat, voire en acceptant un engagement volontaire unilatéral. Cette approche peut être également choisie pour permettre un apprentissage réciproque dans un contexte d'incertitude écologique, technique et économique élevée, lequel peut selon les cas, déboucher ultérieurement sur une réglementation. Le mode contractuel permet beaucoup de souplesse et présente l'avantage de stimuler la motivation des agents économiques et de favoriser l'acceptation des mesures nécessaires à la protection de l'environnement.

Remarquons que le mode contractuel permet d'envisager l'application de tous les types d'instruments: normes professionnelles, par opposition aux normes réglementaires, contributions volontaires par opposition aux taxes, accords volontaires par opposition à des objectifs imposés, etc.

2.2.2.2 Les instruments de régulation s'appliquant au niveau des émissions

Idéalement, les instruments de politique devraient toujours être appliqués au niveau des points d'émission dans l'environnement. En théorie, l'imposition de contraintes indirectes, par les prix ou par les quantités, au niveau des procédés ou des intrants, risque d'introduire des distorsions. En pratique, le recours aux instruments agissant directement sur les émissions peut cependant être exclu, soit :

- parce qu'il n'existe pas encore de dispositif fiable d'enregistrement des émissions, voire parce qu'il n'est pas possible d'en concevoir ;
- parce que de tels instruments ne pourraient pas être administrés correctement, à un coût raisonnable.

Lorsque l'application au niveau des points d'émissions est possible, la régulation peut se faire par les prix (taxe) ou par les quantités (valeur limite d'émission et instruments dérivés). Examinons ces instruments à l'aide des trois critères de flexibilité retenus.

Les instruments économiques

a) La taxe sur les émissions

La taxe impose aux agents économiques le paiement périodique, par exemple annuel, d'un montant proportionnel au volume des émissions. L'application d'une taxe revient à considérer l'environnement comme une ressource rare et à affecter un prix à son usage, autrement dit, à " internaliser " le coût marginal du dommage. Il s'agit d'un instrument d'incitation qui n'impose pas de contrainte technique : les agents restent maîtres de leurs choix. Le recours à ce mécanisme de prix permet de réaliser une modulation décentralisée⁽³³⁾ de l'action de prévention, selon les trois dimensions de flexibilité :

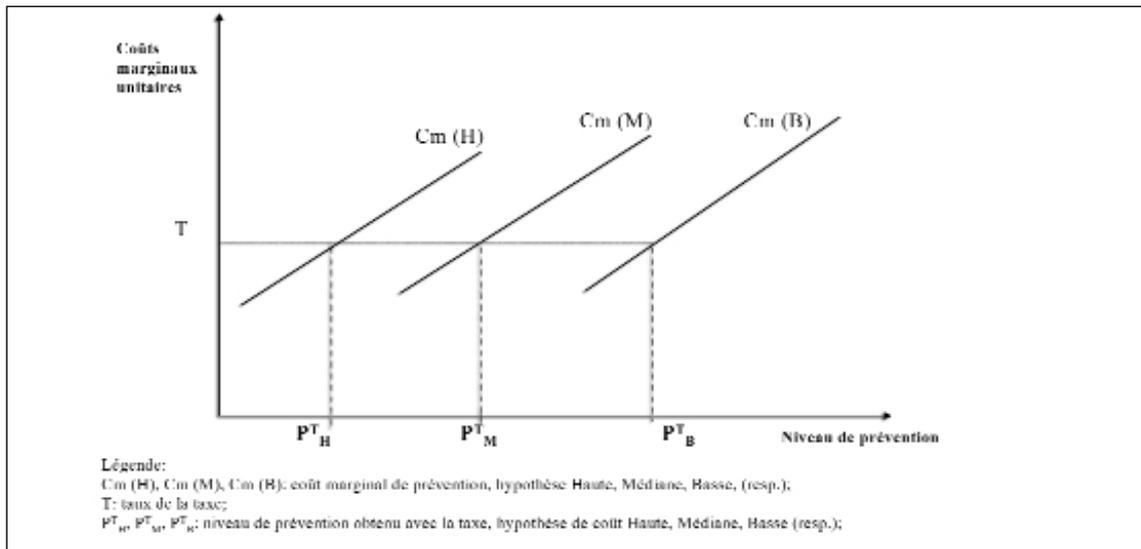
- La taxe constitue un mécanisme de flexibilité spatiale. Elle permet de répartir les efforts de prévention en égalisant, en théorie, les coûts marginaux de prévention des différents agents économiques, et cela, sans intervention du régulateur autre que son pouvoir régalién de taxation. Les réductions d'émission les plus importantes seront en effet effectuées par les agents dont les coûts marginaux d'abattement sont plus faibles que la taxe, les moins importants par ceux dont les coûts marginaux sont plus élevés, qui peuvent même ne rien faire du tout ;
- L'instrument fiscal apporte aussi un mécanisme de flexibilité temporelle. Il ne contraint pas le calendrier des réductions d'émission. Il laisse l'agent libre de choisir la distribution de ses efforts dans le temps, selon ses arbitrages propres, par exemple en fonction de son taux d'actualisation ;
- Enfin, face à l'imperfection de l'information, la taxe offre un mécanisme de flexibilité du niveau de prévention ou, ce qui revient au même, du niveau d'utilisation de la ressource environnementale. Nous avons vu au 2.1.3 que le potentiel de flexibilité du niveau de prévention augmentait avec l'imperfection de l'information sur les coûts globaux de réduction des émissions. Or, la taxe opère un ajustement de l'effort prévention en fonction de la courbe réelle des coûts marginaux (voir figure 2.4). Le niveau de prévention s'adapte à la fonction de coût des agents économiques⁽³⁴⁾.

(33) La notion de décentralisation exprime que la modulation est réalisée automatiquement (*main invisible*), sans intervention individualisée du régulateur.

(34) Mais, comme nous le verrons au 2.2.3.3, cet ajustement est imparfait, ce qui peut expliquer, dans certains cas, la préférence accordée au système de permis. En somme, la taxe fixe le coût marginal d'abattement, mais laisse libre le niveau global de prévention, à l'inverse des permis d'émission.



Figure. 2.4. Flexibilité du niveau de prévention obtenu avec une taxe



b) Les Permis d'Emission Négociables (PEN)

Les systèmes de permis d'émissions négociables ont été développés aux Etats Unis pour rationaliser l'approche réglementaire classique dont l'application uniforme causait des pertes substantielles d'efficacité économique (voir tableau 2.3).

Il existe deux types de systèmes de permis. Dans le premier, le régulateur fixe, pour une période réglementaire, le plafond global des émissions des agents économiques concernés. Ce montant d'émission autorisée est attribué aux agents sous la forme de **permis** d'émission (allowances) soit par vente aux enchères, soit gratuitement en appliquant une règle d'allocation. A la fin de la période réglementaire, les agents sont tenus de posséder des permis jusqu'à concurrence de leurs émissions, à charge pour eux, le cas échéant, de se procurer auprès d'autres agents les permis supplémentaires nécessaires. (Dans le cas contraire, ils seront vendeurs de permis excédentaires).

Dans le second type de système, la puissance publique fixe, autoritairement ou par une négociation, un plafond d'émission pour chaque agent. A la fin de la période réglementaire, des **crédits** d'émission sont gratuitement accordés à l'agent à hauteur de l'écart éventuellement favorable par rapport à l'objectif. L'agent concerné pourra vendre ses crédits sur le marché. Si ses émissions dépassent l'objectif préfixé, il devra en revanche acheter des crédits sur le même marché à hauteur du dépassement. Lorsque les objectifs individuels sont déterminés en termes d'émissions absolues, c'est-à-dire par tonne de polluant émis, ce type de permis a les mêmes effets que ceux d'allowances distribuées gratuitement. Mais, le plus souvent, les systèmes avec crédits d'émission sont établis à partir d'objectifs d'émissions exprimés en termes d'émissions unitaires, c'est-à-dire par tonne de produit fabriqué. Ce type d'objectifs a souvent la préférence des agents économiques : les émissions unitaires sont déterminées par les choix technologiques, indépendamment des aléas sur les niveaux d'activité, aléas qui rendent difficile la prévision des émissions absolues. Il convient toutefois d'observer que la souplesse relative des systèmes de permis intégrant des objectifs unitaires a pour contre partie l'absence de plafonnement

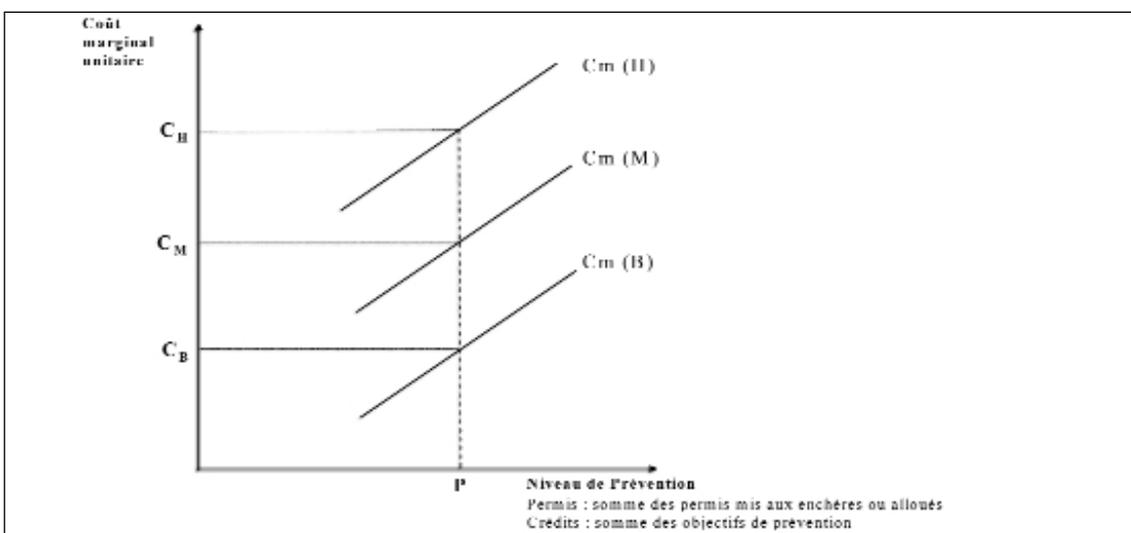
du volume absolu des émissions dans le cas où la production réalisée, source des émissions, est supérieure à la production prévue.

L'approche des permis négociables présente des propriétés de flexibilité qui en font un instrument comparable à la taxation.

La création d'un marché des droits d'émission contribue à la flexibilité spatiale selon un mécanisme dual de celui de la taxe. Les transactions du marché opèrent comme autant de forces d'induction dont le résultat est une modulation décentralisée des efforts de prévention qui égalise, en théorie, les coûts marginaux de ces efforts.

Les propriétés de flexibilité temporelle des permis peuvent être facilement ajustées. Pour ce faire, il suffit de jouer sur la définition de la période réglementaire des plafonds d'émission. Il est donc clair qu'un système de permis peut toujours être adapté aux caractéristiques temporelles d'un problème environnemental donné. Les contre-indications éventuelles ne pourront venir que de la prise en compte d'autres critères. Ainsi, avec les systèmes de permis, le potentiel de flexibilité du niveau de prévention est soit nul (allowances), soit limité (crédits assis sur des limites d'émissions unitaires). En somme, les permis d'émission fixent le niveau global de prévention, mais laissent libre le coût marginal d'abattement (il est déterminé par le marché), à l'inverse de la taxe.

Figure. 2.5. Variation du coût marginal d'abattement lié à un système de permis



La Valeur Limite d'Emission (VLE)

La valeur limite d'émission plafonne de façon stricte le niveau des émissions d'une source donnée. Son utilisation est très courante. Le plus souvent, il s'agit de valeurs d'émission par unité de temps, ou de valeurs de concentrations (par m³ d'eau rejetée, etc.). Ces seuils sont mieux corrélés à la qualité de l'environnement que les limites définies par quantité de produit, dont la signification est plus économique (cf. ci-dessous).

Qu'il s'agisse d'une source unique ou d'un ensemble de sources situées dans un même domaine de neutralité spatiale, la modulation de la VLE, ou des VLE, dépendra d'une procédure centralisée.

Toute procédure de modulation centralisée a un coût et met en jeu des transactions potentiellement conflictuelles entre le régulateur et les agents. Le résultat d'une telle procédure centralisée risque d'être d'autant plus inefficace que les sources sont nombreuses et leur pouvoir de négociation élevé.

En revanche, on pourra considérer que la centralisation donne au régulateur toute l'information nécessaire pour effectuer la meilleure estimation possible de l'unité de temps du problème environnemental, compte tenu des connaissances du moment. De fait, cette estimation peut servir à fixer l'unité de temps réglementaire de la VLE de façon à accorder aux agents le maximum de flexibilité temporelle permise par le problème. Autrement dit, comme pour les permis, d'autres critères que la flexibilité temporelle devront être invoqués pour écarter les VLE par rapport à un instrument alternatif.

La Valeur Limite d'Emission Unitaire (VLEU)

- elle plafonne le taux des émissions unitaires de pollution⁽³⁵⁾
 - sans plafonner les émissions absolues ; le niveau de prévention n'est donc plus garanti, au bénéfice d'une flexibilité automatique du niveau de prévention en fonction des variations de l'activité des sources.
- alors que la VLE peut être adaptée à l'unité de temps du problème (il suffit pour cela de fixer correctement les paramètres de la VLE), la VLEU n'applique pas de contrainte temporelle explicite ; elle est donc mal adaptée aux unités de temps réduites.

2.2.2.3 Les instruments de régulation ne s'appliquant pas au niveau des émissions

Comme nous l'avons observé plus haut, l'application d'un instrument au niveau des points d'émissions n'est envisageable qu'à deux conditions : (a) l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions et (b) une bonne capacité d'administration de cet instrument à un coût raisonnable. Si une de ces conditions n'est pas réalisée, il faut alors recourir à des instruments de prévention agissant en aval ou en amont des émissions. A défaut de dépolluer ou de réparer en aval, on peut remonter la chaîne causale pour chercher des points d'application plus commodes, en amont, au niveau des procédés ou des intrants. En limitant le nombre d'intervenants à prendre en compte, le recours à des instruments agissant en amont des émissions permet généralement de réduire les coûts d'administration.

⁽³⁵⁾ Par exemple, exprimées en kg de polluant par unité de produit ou de service.

S'ils permettent de répondre à l'absence de dispositifs d'enregistrement des rejets polluants ou encore au besoin de réduire les coûts d'administration⁽³⁶⁾, les instruments agissant au niveau des procédés ou des intrants peuvent introduire des biais dans les choix techniques des agents.

La Norme de Procédé (NP)

Contrairement aux instruments précédents, la norme de procédé impose un choix technique. Cet instrument permet de plafonner les émissions unitaires, sans contraindre les émissions absolues. Il peut représenter une solution avantageuse en prenant en compte les économies d'échelle dans la production d'équipements moins polluants⁽³⁷⁾.

La modulation des prescriptions de normes de procédé en fonction des conditions propres à chaque agent ne peut se faire que par une procédure centralisée, avec les mêmes limites que dans le cas des VLE.

La Taxe sur les Intrants (TI)

La taxe sur les intrants constitue une option de remplacement d'une taxe sur les émissions que l'on ne pourrait pas appliquer correctement. Elle possède les mêmes propriétés générales de flexibilité que la taxe sur les émissions, à la différence qu'elle peut induire des biais d'incitation au niveau des choix techniques.

Ces biais seront d'autant plus forts que les émissions sont mal corrélées au volume d'intrant consommé. Ainsi, la TI n'encourage pas l'adoption de mesures de prévention à la sortie des sources, du type end of pipe .

La Norme d'Intrants (NI)

La norme d'intrant impose une contrainte uniforme sur le choix des intrants que consomment les sources. Quand il ne s'agit pas d'une mesure d'accompagnement d'autres instruments (cf. 2.2.4), hypothèse que nous retenons pour la suite, elle est prescrite en tant que solution de substitution d'une norme de procédé, lorsque cette dernière ne peut être administrée correctement.

La modulation d'une norme d'intrant requiert une procédure centralisée. Appliquer cet instrument de manière flexible, donc coûteuse, risquerait d'être contradictoire avec l'objet même de son choix.

(36) Cette réduction des coûts d'administration n'est cependant pas systématique. Ainsi, les coûts d'administration d'une taxe sur les intrants peuvent augmenter sensiblement s'il est nécessaire d'appliquer un traitement différencié selon la catégorie de l'agent pour tenir compte, par exemple, des différences de coefficients d'émission (cf. le problème des consommations d'énergie fossile des industries pétrochimiques, non génératrices d'émission de carbone).

(37) Si l'option alternative est un instrument économique, il faut vérifier que ces gains d'échelle l'emportent sur les gains d'efficacité associés à un choix décentralisé d'équipements divers, chacun bénéficiant d'un marché de plus petite taille.

2.2.2.4 Les instruments hybrides

Les instruments décrits précédemment peuvent être combinés pour obtenir un instrument hybride adapté au problème considéré et aux flexibilités requises. Ainsi une VLE peut être :

- transformée, en tout ou partie, en droit d'émission négociable, pour permettre une flexibilité spatiale ;
- assortie d'une taxe libératoire à hauteur des éventuels dépassements d'émission pour borner supérieurement le coût marginal d'abattement et conduire à une flexibilité du niveau de prévention à un coût raisonnable⁽³⁸⁾.

Le tableau suivant résume les propriétés de flexibilité des instruments que nous venons de passer en revue.

Tableau. 2.2. Propriétés de flexibilité des modalités de régulation

Les modes institutionnels de régulation			
Mode régalien		Mode Contractuel	
Les propriétés de flexibilité dépendent du choix des instruments régaliens ; en général, cette approche ne prévoit pas de mécanisme spécifique d'adaptation « continue » des objectifs et des moyens de prévention.		Mécanisme coopératif de fixation et de révision des objectifs et des moyens de prévention, particulièrement adapté aux contextes d'incertitude scientifique et technologique ; les conflits d'intérêt peuvent néanmoins compromettre les gains de la coopération entre le régulateur et les régulés.	
Les instruments			
Type d'instrument	Flexibilité du niveau de prévention	Flexibilité spatiale	Flexibilité temporelle
<i>Instruments s'appliquant au niveau des émissions</i>			
Taxe sur les émissions (T)	Mécanisme décentralisé permettant de réaliser une modulation du niveau de la réduction des émissions et une distribution spatiale et temporelle des efforts en fonction des conditions privées.		
	Ne garantit pas un contrôle strict du niveau de prévention.	Tend à assurer l'égalisation des coûts marginaux des différentes sources.	Est mal adaptée aux unités de temps réduites.
Permis d'Emission Négociables (PEN)	Imposent un montant de prévention rigide pour les émissions absolues (système des <i>allowances</i>) ou variable avec la production pour les émissions unitaires (système des crédits).	Tend à assurer, par le jeu des mécanismes décentralisés de marché, l'égalisation des coûts marginaux des différentes sources.	Dans le cas des <i>allowances</i> , la période réglementaire de définition du plafond global peut être adaptée à l'unité de temps du problème ; en revanche, les permis basés sur des crédits, attribués à partir de limites d'émission unitaire, sont mal adaptés aux unités de temps réduites.
Valeur Limite d'Emission (VLE)	Impose un plafond d'émission rigide.		La période réglementaire de définition de la VLE peut être adaptée à l'unité de temps du problème.
Valeur limite d'Emission Unitaire (VLEU)	Impose un plafond pour les émissions unitaires ; assure donc une modulation automatique du niveau de prévention en fonction des variations de l'activité des sources.		Est mal adaptée aux unités de temps réduites.
<i>Instruments ne s'appliquant pas au niveau des émissions</i>			
Norme de Procédé (NP)	Contraint les émissions unitaires en imposant un choix technologique ;		
Taxe sur l'Intrant (TI)	Semblable à la taxe sur les émissions, mais présente des risques de biais d'incitation.		
Norme d'Intrant (NI)	Impose une contrainte, le plus souvent uniforme, sur le choix des intrants.		

(38) Les systèmes de permis assortis d'une taxe libératoire sont qualifiés de permis à prix plafonnés, ou encore, de permis à prix fixés.

2.2.3 Comparaison des modalités de régulation

En cas d'incertitude scientifique sur le risque écologique, l'approche contractuelle se prête facilement à la révision des objectifs et des moyens de prévention à la lumière du progrès de la connaissance.

L'examen précédent des propriétés de flexibilité des modalités de régulation facilite leur comparaison.

2.2.3.1 Mode régalien ou mode contractuel

De même, en situation d'incertitude technologique, une approche contractuelle est particulièrement indiquée. Il est possible de caractériser ces contextes d'incertitude technologique par :

- l'absence présumée, ex ante, d'une maîtrise claire de solutions techniques susceptibles de réaliser une prévention à coût raisonnable ;
- et la nécessité corrélative d'une coopération pour développer de nouvelles réponses techniques.

Le recours à l'approche contractuelle permet alors d'amorcer un processus de solution qui autrement risquerait de ne pas voir le jour⁽³⁹⁾. Il aboutit à un échange d'engagements réciproques de la part des acteurs, dont l'effet est de réduire le contexte d'incertitude défavorable à l'action. De plus, tous les acteurs ont la garantie que les retours d'information seront pris en compte d'une manière continue.

Dans un monde parfait, cette approche devrait donc être toujours préférée, d'autant qu'elle autorise quasiment tous les types d'instruments. Dans la réalité, le recours à ce mode suppose une transparence d'information et une rigueur de suivi suffisants pour que les conditions d'une "bonne" négociation soient réunies, et sans doute aussi un minimum de courage et de confiance de part et d'autre. L'approche contractuelle présente alors l'avantage de la souplesse, de l'acceptabilité et du renforcement d'une confiance réciproque. Toutefois, les contrats négociés au coup par coup, sans faire jouer les mécanismes du marché, présentent un risque d'incohérence économique devant être souligné.

Si le régulateur estime que les gains potentiels d'efficacité à attendre d'une approche contractuelle sont plutôt réduits, il aura tendance à préférer une solution régalienne, qui le préserve d'entrer dans une négociation dans laquelle il craint parfois d'être handicapé par une asymétrie informationnelle irréductible.

2.2.3.2 Choix des instruments économiques pour des motifs de flexibilité spatiale

Le choix des instruments économiques pour des motifs de flexibilité spatiale devrait être uniquement déterminé par l'importance du potentiel de flexibilité spatiale.

Plus ce potentiel est important plus les gains d'efficacité à attendre des instruments économiques, par rapport aux instruments nécessitant une modulation spatiale centralisée, sont importants. En s'appuyant sur les forces du marché, les instruments économiques permettent de réaliser une modulation spatiale des efforts de prévention tendant à égaliser les coûts marginaux des différentes sources, sans imposer au régulateur des coûts élevés d'acquisition d'information et d'administration.

S'agissant des permis négociables, le régulateur devra toutefois vérifier que les conditions de bon fonctionnement du marché sont vérifiées, à savoir :

- un contrôle des émissions bien maîtrisé ;
- une offre et une demande concurrentielles de droits.

Le tableau suivant illustre l'argumentation principale en faveur des instruments économiques. Il a été réalisé à partir d'analyses coût - efficacité rétrospectives effectuées aux USA. Les résultats montrent

(39) Glachant (1996) cite le cas de l'accord volontaire français sur le recyclage des automobiles.

à quel point l'absence de modulation spatiale des efforts de prévention augmente les coûts⁽⁴⁰⁾. Le coût de la réglementation rapporté à une estimation théorique des résultats que l'on aurait obtenus avec des instruments économiques, atteint un facteur 22 (programme de réduction des émissions de particules dans la Vallée du Delaware inférieur).

Tableau. 2.3 Coût relatif de la rigidité spatiale du " Command and Control "

Pollution	Zone concernée	Nature de la réglementation	Coût de la réglementation classique/ coût avec une modulation spatiale optimale
Particules	St Louis	Plan d'état de mise en œuvre des réglementations	6.00
Dioxyde de soufre	For Corners, Utah, Colorado, Arizona, Nouveau Mexique	Plan d'état de mise en œuvre des réglementations	4.25
Sulfates	Los Angeles	Normes d'émissions californiennes	1.07
Dioxyde d'azote	Baltimore	Prescription technologique	5.96
Dioxyde d'azote	Chicago	Prescription technologique	14.40
Particules	Baltimore	Plan d'état de mise en œuvre des réglementations	4.18
Dioxyde de soufre	Vallée Delaware inférieur	Réduction uniforme en %	1.78
Particules	Vallée Delaware inférieur	Réduction uniforme en %	22.00
Bruit d'aéroport	Etats Unis	Mise en conformité obligatoire	1.72
Hydrocarbures	Usines Dupont (USA)	Réduction uniforme en %	4.15
CFC (hors aérosols)	Etats Unis	Normes d'émissions	1.96

Source: Tietenberg (1990).

2.2.3.3. Régulation par les prix ou par les quantités

a) Choix résultant de la flexibilité du niveau de prévention

L'utilisation du critère de flexibilité du niveau de prévention ne permet pas d'opter, à elle seule, pour une régulation par les prix ou pour une régulation par les quantités. Certes, compte tenu des résultats de la section 2.1, nous pouvons affirmer que le potentiel de flexibilité sera d'autant plus grand que l'incertitude sur les coûts de prévention sera plus élevée. Mais cela ne permet pas d'en déduire que la taxe est préférable à un instrument contrôlant directement les quantités d'émission. Pour en décider, il est nécessaire de se poser la question de la qualité du résultat de la modulation par les prix par rapport à l'option alternative par les quantités. Le choix n'est pas univoque : il fait intervenir une nouvelle caractéristique, la pente présumée de la courbe des coûts marginaux de réduction des émissions.

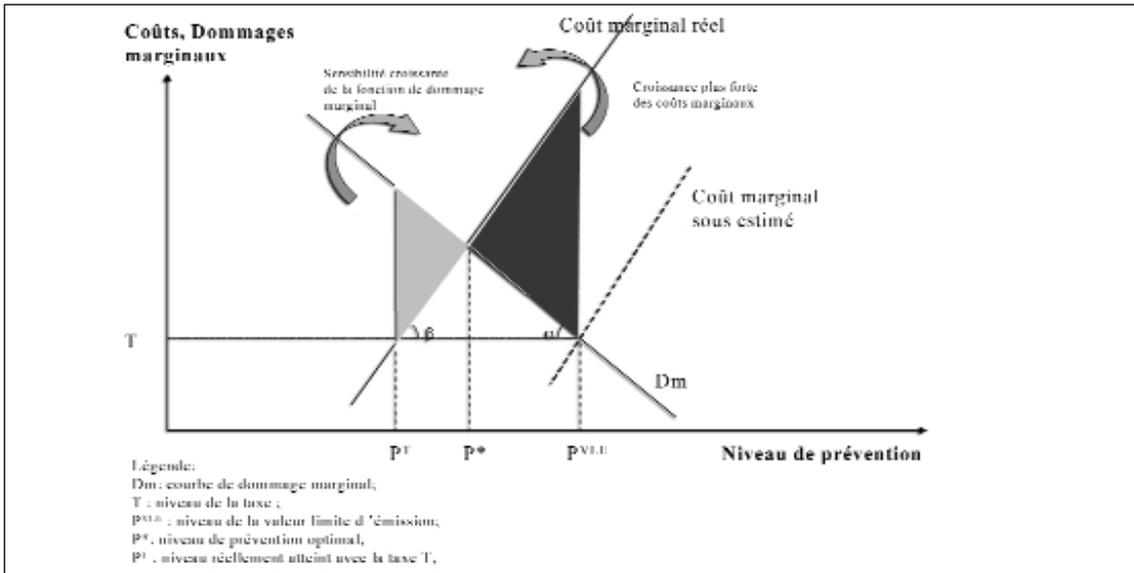
Comme nous l'avons déjà observé à la section 2.2.2.2., une Valeur Limite d'Emission (VLE), instrument d'une régulation par les quantités, ne peut pas être facilement modulée en fonction des conditions privées. La volonté du régulateur de moduler l'application de cet instrument est vite limitée par les coûts de transaction. Il y aura donc nécessairement des défauts d'ajustement, soit par une insuffisance de la réduction des émissions avec un dommage environnemental excessif, soit par une réduction des émissions d'une ampleur injustifiée au regard des coûts de prévention. On voit sur la figure 2.6 qu'une sous estimation du coût marginal conduit à fixer un niveau de prévention PVLE supérieur à l'optimum P*. La théorie économique démontre que la perte d'efficacité est égale à la surface gris foncé

(40) Nous n'avons pas vérifié si les calculs ont été effectués en respectant les limites de domaines de neutralité spatiale. Dans le cas contraire, les gains théoriques relatifs des instruments économiques pourraient être surestimés.

(41) Le raisonnement serait tout à fait analogue dans le cas où les coûts de prévention seraient surestimés.

En revanche, une taxe permet une modulation du niveau de prévention. Mais, ce mécanisme n'est pas parfait non plus : le niveau de prévention s'ajuste bien automatiquement en fonction des coûts privés, mais pas le montant de la taxe. On voit, toujours sur la figure 2.6, qu'en cas de sous estimation des coûts marginaux la taxe T induit un niveau de prévention P^T inférieur à l'optimum P^* . La théorie économique démontre que la perte d'efficacité est égale à la surface gris clair.

Figure. 2.6. Le choix régulation par les prix ou par les quantités



On vérifie aisément que le rapport des surfaces des deux triangles est égal au carré du rapport des distances P^*P^{VLE} et PTP^* .

La résolution de l'arbitrage entre taxe et VLE se fait donc en comparant la pente de la fonction des dommages marginaux (a) et celle de la courbe des coûts marginaux de réduction des émissions (b) qui conditionnent le rapport de ces distances (Weitzman, 1974) (voir figures 2.7a et 2.7b).

Figure 2.7. a. Dommage marginal sensible et coût marginal faiblement croissant

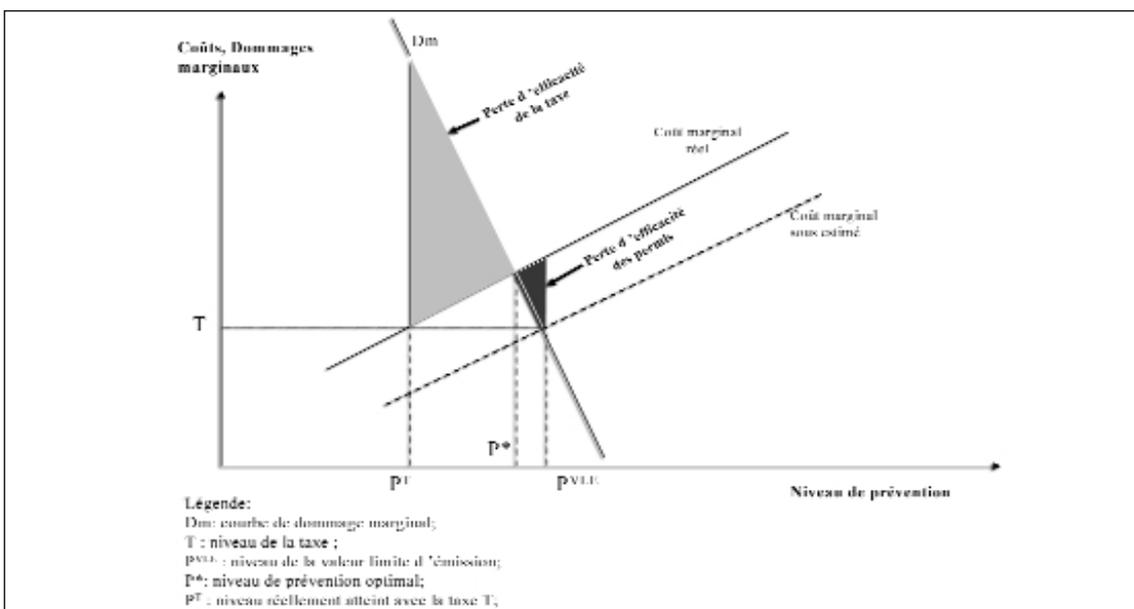
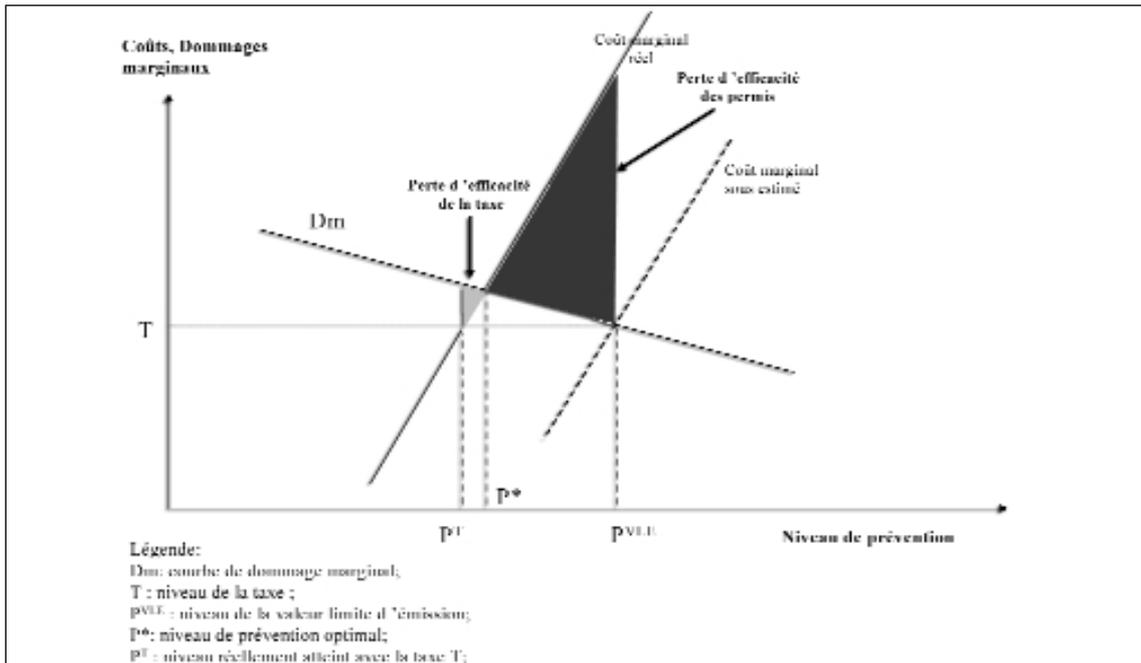


Figure 2.7. b. Dommage marginal peu sensible et coût marginal fortement croissant



Ainsi donc, quand la fonction de dommage marginal est fortement croissante par rapport à la croissance présumée des coûts marginaux de prévention, on préférera la VLE à la taxe. En revanche, une fonction de dommage marginal relativement plate face à des coûts marginaux croissants conduira à prescrire une régulation par les prix et cette préférence sera d'autant plus grande que les coûts marginaux croissent plus vite avec le niveau de prévention.

Remarquons que si l'imperfection de l'information détermine l'intensité du potentiel de flexibilité du niveau de prévention, elle n'influence pas par elle-même le choix de la régulation par les prix ou par les quantités : seule compte la comparaison des profils des courbes de dommages et des coûts marginaux⁽⁴²⁾.

b) Choix résultant de la flexibilité temporelle

Le potentiel de flexibilité temporelle détermine aussi le choix de la régulation par les prix ou par les quantités. Laissant l'agent économique libre de choisir le calendrier des réductions d'émission, la taxe est mal adaptée aux problèmes caractérisés par un faible potentiel de flexibilité temporelle. Dans de tels cas, la taxation ne peut être envisagée sans être complétée par un instrument imposant des limites de temps explicites.

Prenons un exemple, l'utilisation industrielle de l'eau pour les besoins de réfrigération. La pollution est ici la quantité de chaleur déversée dans les milieux aquatiques. En fait, plus que la quantité de chaleur ce sont les températures des eaux rejetées qui déterminent les risques. Ces dernières dépendent des flux de chaleur (des joules par seconde), plus que des quantités cumulées,

(42) Le résultat de Weitzman dépend plus précisément des hypothèses suivantes : (a) linéarité de la fonction de dommage marginal et de la fonction de coût marginal et (b) additivité et indépendance des aléas respectifs sur les coûts et les dommages.

sur une journée par exemple. Dès lors, la meilleure politique consiste à fixer des valeurs limites sous la forme de températures maximales acceptables par le milieu récepteur⁽⁴³⁾. Le régulateur aurait, en effet, des difficultés à faire respecter ces températures maximales uniquement à l'aide de taxes, à ajuster en temps réel, sans garantie de résultat. Une taxe est également envisageable si elle est complétée par une valeur limite d'émission faiblement contraignante dont le rôle serait d'indiquer la contrainte de temps à respecter. Une telle combinaison est intéressante, par exemple, lorsque la fonction de dommage marginal est relativement plate et que les coûts unitaires de réduction de la pollution sont présumés fortement croissants (situation, on l'a vu, favorable à la taxe si l'on ne tient pas compte de l'unité de temps). On considérera alors l'utilisation de faibles valeurs limites d'émission comme instrument " garde fou ", en complément d'une taxation incitative, dont l'objectif moyen serait plus ambitieux que le garde fou, mais sans prendre le risque d'infliger à l'agent des surcoûts dangereux pour son activité⁽⁴⁴⁾.

2.2.3.4. *Optimalité d'une solution hybride*

Quelle que soit le potentiel de flexibilité du problème, la solution théorique idéale au choix entre régulation par les prix et régulation par les quantités est hybride. Elle peut consister à encadrer les efforts des agents en combinant une VLE, une taxe incitative minimale sur la totalité des émissions et une taxe libératoire sur les émissions au dessus de la VLE (Roberts et Spence, 1976).

La VLE est fixée en fonction d'une estimation des coûts moyens de prévention. La taxe libératoire permet de plafonner ces coûts mal connus car elle offre aux pollueurs dont les coûts sont trop élevés pour respecter la VLE la possibilité de payer plutôt la taxe, en proportion de leurs dépassements d'émission. La taxe d'incitation minimale a quant à elle pour rôle d'encourager les pollueurs dont les coûts sont faibles à faire mieux que la VLE.

Cependant, cette solution séduisante suppose l'existence de capacités de contrôle et d'administration adéquates. Elle peut nécessiter un contrôle continu des émissions, effectué à distance par le régulateur, ce qui est aujourd'hui possible pour plusieurs polluants majeurs (Russell et al., 1986).

2.2.3.5. *Choix des instruments ne s'appliquant pas au niveau des émissions*

Le choix des instruments ne s'appliquant pas au niveau des émissions ne peut être décomposé comme pour ceux qui agissent à la source. Il dépendra d'une appréciation pragmatique des potentiels de flexibilité, pondérée par des considérations administratives.

(43) A. Perroy (1992), " Une grosse industrie et l'eau ", La jaune et la rouge, juin

(44) Dans le cas des émissions de chaleur dans l'eau, on peut ainsi imaginer qu'en plus de la fixation de seuils raisonnables de températures maximales des effluents liquides, le législateur impose une taxe annuelle sur la chaleur rejetée dans les milieux, quantité de chaleur qui pourra être estimée, avec une précision suffisante, à partir du volume de production de l'entreprise.

Les normes de procédés sont particulièrement bien adaptées aux sources nouvelles. Pour ces sources, les coûts unitaires sont généralement bien connus et les moyens d'administration et de contrôle faciles à mettre en œuvre, puisqu'il suffit d'agir au niveau des autorisations d'installation habituelles.

Réalisant un contrôle rigide des émissions unitaires, la norme de procédé est une solution de remplacement d'une VLE impossible à administrer correctement. La taxe sur les intrants devrait lui être préférée si l'absence de contraintes administratives aurait conduit à prescrire une régulation par les prix.

Comme nous l'avons déjà noté, la norme d'intrant constitue une solution de rechange pour une norme de procédé difficile à administrer.

2.2.4. *Mesures d'accompagnement*

Dans l'analyse qui précède, nous avons implicitement admis que les agents étaient en mesure de réagir efficacement aux instruments qui leur étaient appliqués. Cela revenait à faire l'hypothèse qu'il n'y avait de défaillances de marché à corriger autres que les effets externes d'environnement. Or, il est bien reconnu que l'efficacité des politiques environnementales peut être contrariée par des imperfections du marché qui réduisent la disponibilité de l'information sur les produits et les techniques "propres" et qui induisent des obstacles à l'innovation (Jaffe et Stavins 1994). L'application de mesures d'accompagnement permet alors de corriger ces imperfections et ainsi d'améliorer l'efficacité des politiques environnementales.

Par exemple, lorsque la pollution est due à la consommation de biens et de services par les ménages, une action sur l'offre des produits et des équipements peut être nécessaire en complément de mesures directes de prévention. En effet, les ménages ne sont pas nécessairement bien placés pour formuler des demandes de modifications des spécifications environnementales des produits qu'ils consomment ou utilisent. Il faut alors agir aux niveaux des concepteurs et des producteurs à l'aide d'instruments spécifiques comme des normes techniques, voire les encourager par des aides à la R&D.

De même, quand l'innovation nécessite une coopération entre acteurs hétérogènes, celle-ci peut être bloquée par divers coûts de transaction. Une intervention du régulateur public (sous la forme d'encouragement de programmes de coopération et de démonstration) permet alors d'amorcer un processus d'innovation qui sans cela risquerait de ne pas voir le jour.

2.2.5. Récapitulation

Le tableau suivant résume les principaux résultats de la section 2.2.

Tableau. 2.4. Condition(s) favorable(s) au recours à chaque type de modalité de régulation

Mode institutionnel	
Approche régalienn	Approche Contractuelle
Contexte scientifique et technologique stabilisé	Bonnes conditions de négociation Incertitude scientifique et/ou technologique
Type d'instrument	
Taxe sur les émissions	- Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions ; - Fonction de dommage marginal relativement plate ; - Fonction de coût marginal relativement pentue ; - Grande unité de temps ; - Grande étendue du domaine de neutralité spatiale.
Valeur Limite d'Emission (VLE)	- Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions ; - Fonction de dommage marginal relativement pentue ; - Fonction de coût marginal relativement plate.
Permis d'Emission Négociables (PEN)	- Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions ; - Fonction de dommage marginal relativement pentue ; - Fonction de coût marginal relativement plate ; - Neutralité spatiale suffisamment étendue pour permettre un marché d'échange de permis.
Valeur limite d'Emission Unitaire (VLEU)	- Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions ; - Grande unité de temps ; - Fonction de dommage marginal relativement pentue ; - Bonne connaissance des coûts d'abattement unitaires.
Norme de procédé	- Mauvaise capacité d'administration des instruments applicables au niveau des émissions et bonne connaissance des coûts d'abattement unitaires ; - Ou mauvaise capacité d'administration des instruments applicables au niveau des émissions et fonction de dommage marginal relativement pentue.
Taxe d'intrant	- Difficulté d'administration d'une taxe sur les émissions.
Norme d'intrant	- Difficulté d'administration d'une norme de procédé.

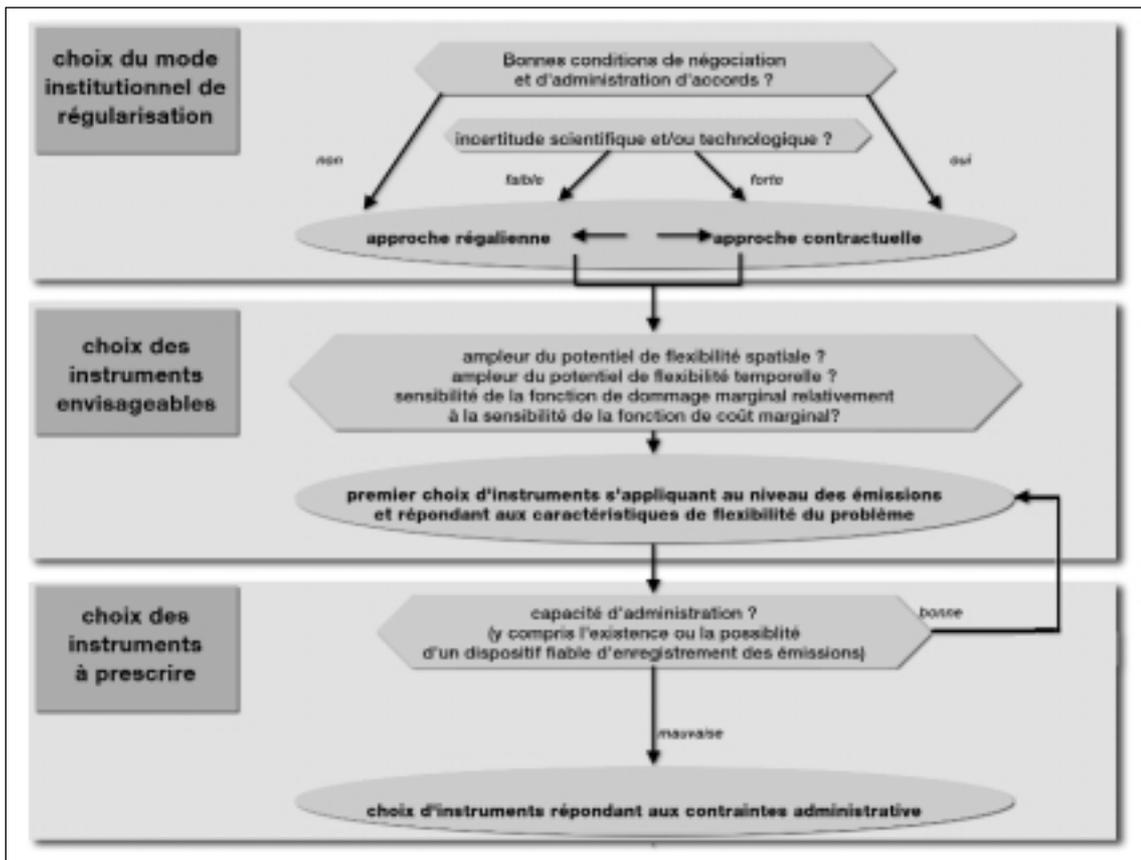
2.3. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS : CHOIX DES MODALITÉS DE RÉGULATION EN FONCTION DE PROBLÈMES TYPES

Les critères de flexibilité, définis dans les sections 2.1, permettent de caractériser des problèmes environnementaux types. Les résultats de la section 2.2 proposent une caractérisation des modalités de régulation à l'aide des critères de flexibilité tenant compte également des conditions d'administration. L'intégration des deux phases de l'analyse permet de choisir les modalités de régulation en fonction du type de problème.

2.3.1. Caractéristiques déterminantes

Conformément à la démarche suivie dans les deux sections précédentes, les modalités de régulation sont choisies en fonction des caractéristiques types de façon à déterminer : (a) le mode institutionnel de régulation et (b) l'instrument adapté à l'internalisation du risque. La figure suivante décrit l'articulation des choix correspondant.

Figure 2.8. Choix de régulation en fonction des caractéristiques déterminantes



2.3.1.1. Le choix du mode institutionnel de régulation

Deux critères de choix du mode institutionnel de régulation ont été retenus : la réunion des conditions d'une bonne négociation et l'incertitude scientifique et/ou technologique (cf. section 2.2.3.1). Le mode contractuel devrait être privilégié toutes les fois que les conditions d'une bonne négociation sont réunies et/ou que le contexte scientifique et/ou technologique est incertain. Dans le cas contraire, une approche régalienne peut lui être préférée.

2.3.1.2. *Le choix des instruments de politique environnementale*

Le choix des instruments de politique environnementale résulte de la prise en compte combinée des critères suivants :

Le potentiel de flexibilité spatiale

Le potentiel de flexibilité spatiale est déterminé par l'étendue du domaine de neutralité spatiale et par la densité des sources. Cette caractéristique permet de savoir si l'on se situe dans le domaine d'utilisation des instruments économiques (cf. 2.2.3.2).

Le potentiel de flexibilité temporelle

Le potentiel de flexibilité temporelle est déterminé par le rapport entre l'unité de temps écologique du problème et la durée de l'action de prévention. Cette caractéristique intervient dans le choix des instruments de régulation par les prix ou par les quantités (cf. 2.2.3.3).

La sensibilité relative des dommages et des coûts marginaux de réduction des émissions

Les pentes relatives des courbes de dommages et de coûts d'abattement marginaux déterminent, à la fois, les surcoûts qu'occasionnerait une limite quantitative sur les émissions et la qualité de la modulation des efforts que réaliserait une taxe. Cette caractéristique intervient dans le choix de la régulation par les prix ou par les quantités (cf. 2.2.3.3).

La capacité d'administration et de gestion (y compris l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions)

L'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions conditionne le recours aux instruments " idéaux " qui s'appliquent au niveau des émissions. Les valeurs limites d'émission, les taxes sur les émissions polluantes et les permis négociables ne peuvent être utilisés que s'il existe un dispositif fiable d'enregistrement des émissions.

Plus généralement, la capacité d'administration conditionne le réalisme des solutions de premier choix qui s'applique au niveau des émissions polluantes. Ces dernières ne pourront être retenues que si la fréquence des contrôles et le montant des pénalités réellement appliquées en cas de non conformité, sont suffisants pour garantir un taux de conformité satisfaisant. Dans le cas contraire, il faut recourir à des instruments s'appliquant en amont des émissions ou envisager de reporter les efforts au niveau des options de dépollution ou de réparation. De même, la capacité de gestion de la population d'agents concernée peut influencer sur le choix du mode institutionnel de régulation, comme sur celui des instruments, en conduisant à des compromis entre efficacité théorique et faisabilité pratique.

L'usage de ce tableau est simple :

1. Renseigner de la gauche vers la droite les trois premières colonnes.
On en déduit, dans la quatrième colonne, l'énoncé des instruments envisageables.

Exemple : Potentiel de flexibilité temporelle réduit
 puis potentiel de flexibilité spatiale grand
 puis sensibilité ... faible
 ➔ PEN + t₁

2. Renseigner la capacité d'administration.
On en déduit les instruments à prescrire.

Exemple : Capacité mauvaise
 ➔ MI ou TI

3. Le choix final prendra en considération l'éventuelle recherche d'un double dividende et la nécessité de protéger la compétitivité des entreprises, comme nous la décrirons au chapitre suivant.

Avec les critères retenus, on aboutit à douze problèmes types qui peuvent se décrire comme suit :

Problèmes types 1 et 2

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Réduit	Réduit	Forte	VLE	Bonne	VLE	1
Réduit	Réduit	Forte	VLE	Mauvaise	NP ;NI	2

La sensibilité de la fonction de dommage marginal étant supposée forte, relativement à celle de la fonction de coût marginal, il y a lieu de privilégier une régulation par les quantités plutôt que par les prix. Le potentiel de flexibilité spatiale étant réduit (ce qui implique qu'il n'est pas nécessaire d'envisager un mécanisme de flexibilité spatiale), il s'agira d'une régulation par des VLE, dans les cas où la capacité d'administration est bonne (pb. N°1), et par des NP, dans le cas contraire (pb. N°2) ; si ces dernières, à leur tour, ne peuvent être administrées correctement on aura recours à des NI.

Problèmes types 3 et 4

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Réduit	Réduit	Faible	VLE+ t ₁	Bonne	VLE+ t ₁ ; vle+T	3
Réduit	Réduit	Faible	VLE+ t ₁	Mauvaise	NP ;NI	4

Les problèmes (3, 4) diffèrent des deux précédents dans la mesure où la sensibilité relative de la fonction de dommage marginal est à présent supposée faible. Ceci nous conduit à envisager une régulation par les prix. La taxation est néanmoins mal adaptée à l'unité de temps du problème (qui est toujours supposée réduite) ; seule la VLE est en mesure d'imposer des contraintes de temps adéquates pour les efforts de réduction des émissions à entreprendre. Ainsi, la prise en compte simultanée des critères de flexibilité temporelle et de flexibilité du niveau de prévention abouti à des choix contradictoires.

Lorsque les conditions d'enregistrement des émissions le permettent, il est possible de résoudre cette contradiction à l'aide d'un instrument hybride, combinant une VLE et une taxe libératoire ; à défaut, une valeur limite d'émission moins contraignante, complétée par une taxe incitative sur les émissions, peut être retenue⁽⁴⁶⁾ (pb. N°3).

En cas de mauvaise capacité d'administration des instruments applicables au niveau des émissions, le choix entre la NP et la TI ne peut être tranché à l'aide de notre caractérisation générale des problèmes types. Ces deux options peuvent constituer une solution appropriée selon que l'on ait des raisons de privilégier le contrôle des choix techniques pour garantir des réponses adaptées à l'unité de temps du problème ou plutôt la flexibilité du niveau de prévention au détriment du contrôle des performances instantanées des choix de l'agent (pb. N°4). De façon analogue au problème 2, notons que la NP peut être remplacée par une NI, plus facile à administrer.

Problèmes types 5 et 6

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Réduit	Grand	Forte	PEN	Bonne	PEN	5
Réduit	Grand	Forte	PEN	Mauvaise	MI ou TI	6

Les problèmes 5 et 6 sont proches des cas 1 et 2 à une différence : le potentiel de flexibilité spatiale est à présent grand, ce qui rend intéressante l'application d'un mécanisme de flexibilité spatiale. On privilégiera ici un système de permis négociables⁽⁴⁷⁾ plutôt qu'une taxe sur les émissions en raison de l'unité de temps réduite et de la forte sensibilité de la fonction de dommage marginal (pb. N°5). Pour être applicables, les PEN requièrent une bonne capacité d'administration. Lorsque cette condition n'est pas remplie, la solution n'est pas évidente (pb. N°6). La question est alors de savoir s'il faut préférer la flexibilité spatiale offerte par la taxe d'intrant, alors que cet instrument est plutôt contre indiqué en raison de l'unité de temps du problème et de la forte sensibilité de la fonction de dommages, ou plutôt abandonner l'idée d'un mécanisme de flexibilité spatiale et revenir aux mesures envisagées pour les problèmes 1 et 2 (VLE, NP, NI) et les appliquer de façon individualisée selon le type de source.

(46) Cette option est cependant, en théorie, moins performante que la solution hybride. La taxe incite les agents à faire le même effort marginal quels que soient les coûts réels, ce qui peut conduire quand les coûts d'abattement sont plus faibles que prévu, à un excès de réduction des émissions.

(47) Les PEN réalisent une sorte de " mise en commun " des potentiels de réduction des émissions de sorte que les risques de surcoûts sont moindres qu'avec des limites quantitatives individualisées. Avec un marché de droits d'émission, un agent confronté à des coûts de prévention élevés a ainsi la possibilité de dépasser son quota en achetant des droits. S'il y a des risques que le total des droits d'émission soit trop faible, en raison d'un coût marginal plus élevé que prévu, une solution serait d'appliquer un système de permis à prix plafonnés. S'agissant d'un risque caractérisé par une unité de temps réduite, une telle solution suppose un monitoring en temps réel qui soit jugé suffisamment fiable.

Problèmes types 7 et 8

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Réduit	Grand	Faible	PEN + t ₁	Bonne	PEN+ t ₁	7
Réduit	Grand	Faible	PEN + t ₁	Mauvaise	MI ou TI	8

Toutes les caractéristiques des problèmes 5 et 6 sont conservées à l'exception de celle portant sur la sensibilité de la fonction de dommage marginal relativement à la sensibilité de la fonction de coût marginal. Contrairement aux deux cas précédents, la sensibilité relative de la fonction de dommage marginal est à présent supposée faible. De façon analogue à ce qui avait été envisagé pour les problèmes 3 et 4, la solution idéale est d'appliquer un instrument hybride : un système de permis négociable pour assurer la flexibilité spatiale et indiquer l'unité de temps auxquels correspondent les quotas d'émission et une taxe libératoire pour assurer la flexibilité du niveau de prévention (pb. 7). Moins exigeante au niveau des performances requises pour les systèmes d'enregistrement des émissions, une taxe uniforme sur les émissions, complétée par des valeurs limites d'émission moins contraignantes, pourrait aussi répondre à ce potentiel de flexibilité quoique de façon moins efficace.

Lorsque les conditions pour une bonne administration des solutions précédentes ne sont pas remplies, il reste à choisir entre une TI, mal adaptée à l'unité de temps du problème mais répondant à ses caractéristiques de flexibilité, et des mesures individualisées mieux ciblées en fonction de chaque type de source concerné (pb.8).

Problèmes types 9 et 10

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Grand	Réduit	Faible	VLE ;VLEU ou T	Bonne	VLE ;VLEU ou T	9
Grand	Réduit	Faible	VLE ;VLEU ou T	Mauvaise	TI	10

A partir du couple de problèmes 9 et 10, l'unité de temps est supposée grande ce qui implique que la fonction de dommage marginal est peu sensible, du moins relativement à l'échelle de temps du régulateur. Il n'y a pas lieu d'envisager un mécanisme de flexibilité spatiale pour les problèmes types 9 et 10, caractérisés par un potentiel de flexibilité spatiale réduit. En revanche, il faut proposer des instruments correspondant aux potentiels de flexibilité selon les dimensions temporelle et du niveau de prévention. Deux solutions sont a priori envisageables : soit la valeur limite d'émission définie sur longue période (budget d'émission) avec autorisation de capitalisation et d'emprunt sur les droits futurs soit la taxe sur les émissions (pb.9). Notons que la VLE pourrait être remplacée par une VLEU si les coûts unitaires d'abattement sont suffisamment bien connus. Répondant aux potentiels de flexibilité temporelle et du niveau de prévention, la TI est une option de remplacement convenable en cas de conditions d'administration défavorables aux instruments d'appliquant au niveau des émissions.



Problèmes types 11 et 12

Potentiel de flexibilité temporelle	Potentiel de flexibilité spatiale	Sensibilité relative de la fonction dommage marginal	Instruments envisageables	Capacité d'administration	Instruments à prescrire	N°
Grand	Grand	Faible	PEN + t ₁ ou T	Bonne	PEN + t ₁ ou T	11
Grand	Grand	Faible	PEN + t ₁ ou T	Mauvaise	MI ou TI	12

Le potentiel de flexibilité est maximal pour les problèmes 11 et 12 : les potentiels de flexibilité spatiale et temporelle sont grands et la sensibilité de la fonction de dommage marginal est faible. Il faut donc proposer des instruments assurant la flexibilité spatiale, temporelle et la flexibilité relative au niveau de prévention. Un système de permis négociable complété par une taxe libératoire sur les émissions est susceptible de répondre à ces conditions (pb.11). Moins exigeante en termes de fiabilité des dispositifs d'enregistrement des émissions, la taxe sur les émissions peut être également retenue bien qu'elle soit en théorie moins performante que la solution hybride.

Lorsque les conditions d'administration des instruments précédents sont mauvaises, il reste à choisir entre d'une part, une TI qui répond aux caractéristiques de flexibilité du problème mais qui peut entraîner des effets pervers et d'autre part, des mesures individualisées par type de source qui faute de réaliser le potentiel de flexibilité spatiale peuvent être mieux ciblées (pb. 12).

2.3.3 Deux exemples types de résolution de problèmes (48)

A titre d'illustration, nous proposons d'appliquer la méthode complète pour résoudre deux problèmes types.

2.3.3.1 Premier exemple

Dans le premier exemple (problème A, voir figure 2.10), le contexte scientifique et technologique est supposé maîtrisé. Le mode institutionnel de régulation prescrit est donc régalien.

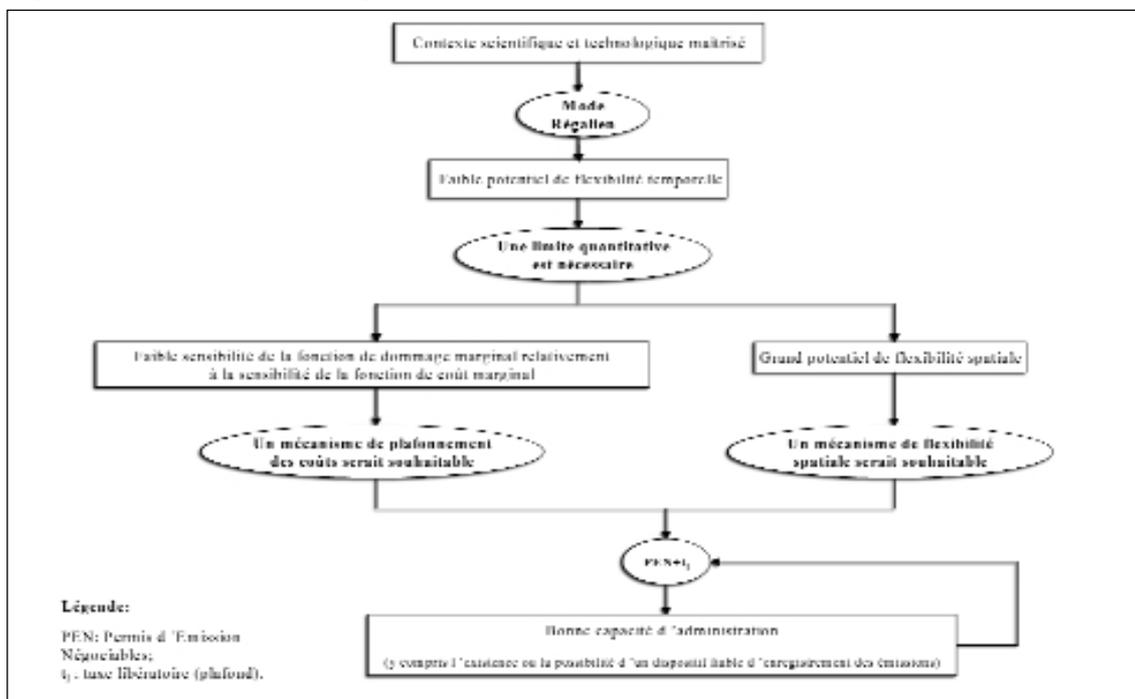
Le potentiel de flexibilité temporelle est réduit ce qui implique qu'il faudra recourir à un instrument appliquant une contrainte quantitative du type valeur limite d'émission. Cependant, la combinaison d'une fonction de dommage marginal peu sensible avec des coûts marginaux d'abattement fortement croissants plaide pour un mécanisme de plafonnement de ces coûts à l'aide d'une taxe libératoire. Le potentiel de flexibilité spatiale étant grand, il est opportun d'envisager un mécanisme de flexibilité spatiale, qui est ici du type permis d'émission négociable (= ensemble de valeurs limites d'émission + autorisation de transaction entre les émetteurs).

Au vu des caractéristiques de flexibilité du problème, et compte tenu de l'hypothèse d'existence d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions, la solution à prescrire est donc un système de permis d'émission négociables à prix plafonnés. Par

(48) Des études de cas détaillées sont exposées dans l'annexe A.

hypothèse, cette solution peut être retenue après avoir pris en considération la capacité d'administration requise. Le cas de la prévention des effets à court terme sur la santé de la pollution atmosphérique urbaine d'origine industrielle semble correspondre à ce type problème (cf. annexe A).

Figure 2.10. Résolution du problème A.



2.3.3.2. Deuxième exemple

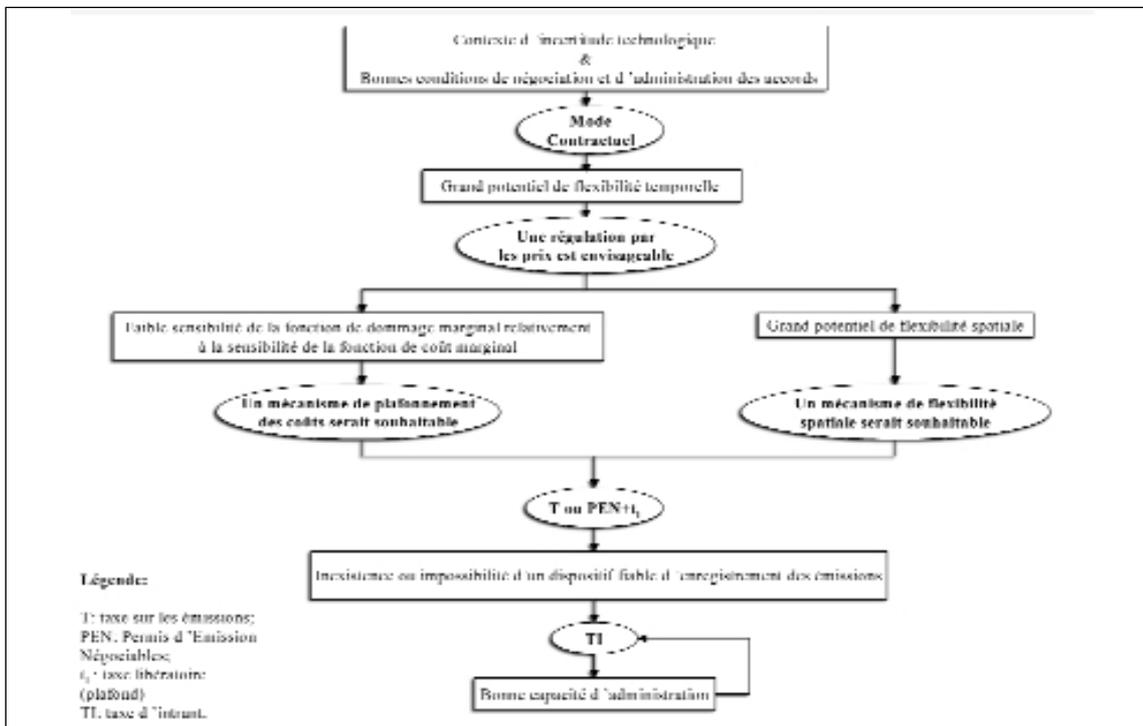
Contrairement à l'exemple précédent, le problème B (voir figure 2.11) est caractérisé par un contexte d'incertitude technologique concernant la disponibilité de solutions techniques pour une prévention à coût raisonnable. Une régulation de type contractuel doit donc être envisagée de façon à fixer les règles du jeu permettant d'amorcer un programme de prévention, d'adapter les objectifs et les moyens en fonction de l'évolution des conditions techniques et, le cas échéant, d'organiser la coopération entre les acteurs (cf. 2.2.2 et 2.2.3). L'approche contractuelle peut être ici adoptée car les conditions de négociation et d'administration de tels accords sont supposées favorables.

Les caractéristiques de flexibilité du problème sont favorables au recours à la taxation des émissions : un grand potentiel de flexibilité temporelle (et par conséquent une fonction de dommage marginal peu sensible appelant un instrument qui assure la flexibilité du niveau de prévention d'autant plus que le coût marginal est supposé fortement croissant) et un grand potentiel de flexibilité spatiale. Ces caractéristiques de flexibilité pourraient être également satisfaites par un système de permis d'émission négociables, complété d'une taxe libératoire (permis d'émissions négociables à prix fixés). Toutefois, aucun de ces deux instruments ne peut être retenu en raison de l'impossibilité de mettre en place

un dispositif fiable d'enregistrement des émissions. Il faut donc recourir à des instruments agissant soit au niveau des procédés, soit au niveau des intrants. En admettant que le niveau de la pollution est bien corrélé à la consommation de certains intrants, la taxation de ces intrants est la solution de rechange la plus appropriée car elle adaptées aux caractéristiques de flexibilité du problème (flexibilité spatiale et du niveau de prévention).

Cet exemple correspond (schématiquement) au problème de la réduction du volume des déchets d'emballage mis en décharge. Notons, à ce propos, que le système du point vert s'assimile à une taxe sur les intrants⁽⁴⁹⁾.

Figure 2.11. Résolution du problème B.



A ce stade de l'analyse, les instruments théoriquement optimaux du point de vue environnemental et économique ont été repérés. Ils doivent être maintenant placés dans le cadre plus vaste de la politique fiscale et de la concurrence internationale.

(49) Le déchet d'emballage est issu de la consommation d'un produit conditionné et, du point de vue du conditionneur participant au système du point vert, le produit d'emballage est un intrant. Malgré sa complexité apparente, le système mis en place par la société Eco-Emballages n'est qu'un mécanisme interne de redistribution financière : il permet d'utiliser les recettes de la taxe (TI) acquittée par les pollueurs pour inciter les dépollueurs à l'aide d'une subvention (de montant -TI). Si on raisonne en flux nets de déchets, le seul instrument à considérer reste la taxe sur les produits d'emballage.

3. LES ENJEUX DE FISCALITE ET DE COMPETITIVITE

3.1 DES ENJEUX QUI NE SONT PAS NEUTRES

Dans les deux parties précédentes du rapport, nous avons analysé le choix des politiques environnementales sans considérer les enjeux de fiscalité, de compétitivité et d'équité. Cela revenait à supposer qu'ils étaient neutres. Il s'agissait là d'une hypothèse simplificatrice dans la mesure où :

- le régulateur a souvent tendance à préférer la taxation aux instruments alternatifs, non générateurs de recettes fiscales, soit pour apporter des ressources financières à l'État, soit pour redistribuer la pression fiscale à la recherche d'un double dividende ;
- les pollutions transfrontières nécessitent une coordination internationale des politiques devant laquelle tous les instruments n'offrent pas les mêmes possibilités d'ajustement ;
- le recours aux mesures de protection aux frontières étant limité, la question de la compétitivité ne peut être séparée de celle des choix environnementaux, en cas d'absence d'harmonisation internationale des politiques nationales.

3.2 L'ARGUMENT DU DOUBLE DIVIDENDE

Dans cette section, nous examinons dans quelle mesure la prise en compte de l'argument du double dividende est susceptible d'orienter, ou même de modifier, le choix a priori des instruments de politique environnementale, tel qu'il peut être dérivé des critères de flexibilité et d'administration des politiques.

3.2.1 Thèse forte et thèse faible

Le choix de la taxation dépend de façon critique de l'hypothèse économique retenue pour évaluer le produit-joint que constituent les recettes fiscales générées par cet instrument. Sur ce point, deux thèses peuvent être opposées, la thèse faible et la thèse forte Goulder (1995)⁽⁵⁰⁾.

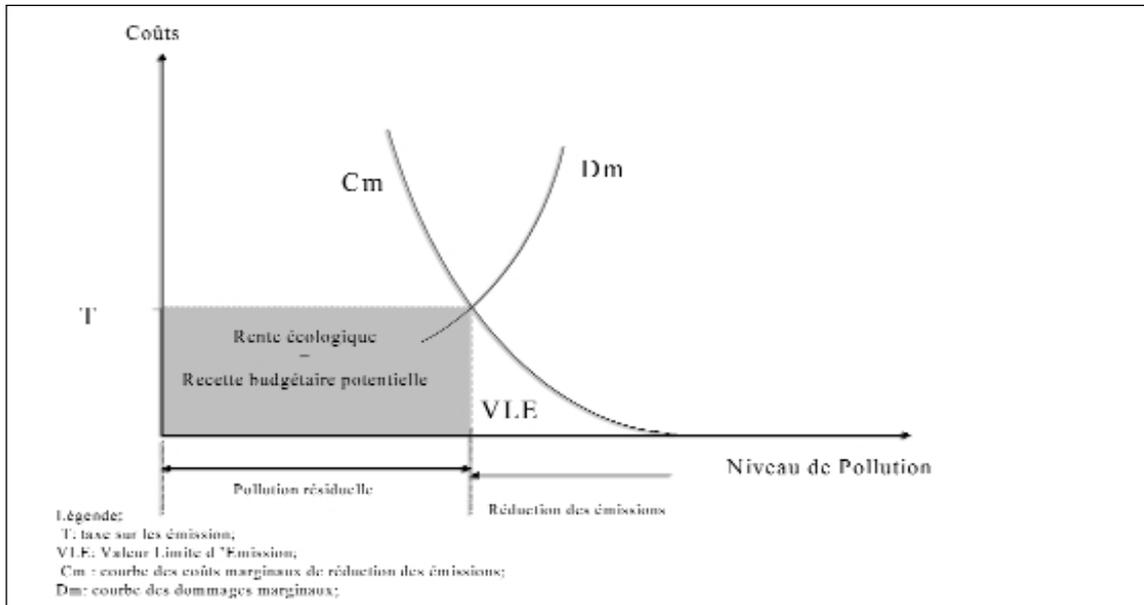
La thèse faible se contente d'énoncer qu'il est préférable d'utiliser les recettes d'une taxe écologique pour réduire d'autres impôts générateurs de distorsions fiscales que pour octroyer des redistributions forfaitaires⁽⁵¹⁾ aux assujettis (ibid.). Cette thèse jouit d'une large reconnaissance car elle repose sur le constat que la majorité des impôts à finalité budgétaire induit des distorsions économiques. Elle conduit logiquement à préférer la taxe aux options alternatives, dans les cas où les instruments en concurrence sont équivalents du point de vue des critères de flexibilité et d'administration.

(50) Le qualificatif fort ou faible ne se rapporte pas à l'intensité du dividende mais au caractère plus ou moins restrictif des hypothèses sous-jacentes.

(51) Un transfert forfaitaire est tel que son montant reste indifférent au comportement des agents et qu'il ne dépend donc que de leur identité. La grande difficulté, voire l'impossibilité pratique, de mettre en place des systèmes d'impôts forfaitaires satisfaisants explique pourquoi la puissance publique est obligée, pour lever des ressources budgétaires, de recourir à des impôts directs ou indirects qui modifient les prix perçus par les agents et, de ce fait, leur comportement, occasionnant des distorsions dans l'économie (Salanié, 1998).

A titre d'illustration, prenons le cas où la Valeur Limite d'Emission (VLE) et l'écotaxe sont a priori équivalentes (par exemple parce que l'incertitude de l'information sur les coûts de prévention est négligeable). Sous cette hypothèse, la VLE possède les mêmes effets environnementaux et économiques qu'une taxe dont les recettes seraient forfaitairement redistribuées à l'agent. Préférer la VLE à la taxe reviendrait donc à redistribuer les recettes de la taxe à l'agent. En somme, alors que la VLE laisse le bénéfice de la rente⁽⁵²⁾ écologique aux agents économiques, la taxe la prélève au profit du budget de l'Etat (voir figure 3.1). Or, la thèse faible du double dividende ne dit rien d'autre que : " pourquoi renoncer à ces recettes potentielles alors cela revient à accroître d'autres impôts engendrant non pas un premier dividende environnemental mais des distorsions fiscales ? "

Figure. 3.1 Le choix taxe vs. valeur limite d'émission ou la question de la répartition de la rente écologique



a. Seules les écotaxes assurant efficacement la réalisation du premier dividende peuvent se prévaloir de cette logique. Autrement dit, il faut démontrer que :

- le recours à la taxation est justifié sur le strict plan de l'analyse coût-bénéfice environnementale, soit parce qu'elle offre des résultats au moins aussi bons que les instruments alternatifs (voir les conditions favorables à la taxation énoncées dans la section 2.2), soit parce qu'elle est fixée à un niveau suffisamment faible pour ne pas provoquer d'effet supplémentaire défavorable par rapport à ces derniers ;
- le montant de la taxe est en rapport avec l'estimation du dommage environnemental à éviter.

Une politique de taxation qui s'écarterait trop de ces règles ne pourrait prétendre répondre à la logique du double dividende.

(52) A l'origine, ce terme désignait les revenus de la terre, dont l'offre totale peut être supposée fixe. La notion de rente a ensuite été étendue au revenu tiré de n'importe quel facteur à offre fixe (P.A. Samuelson et W. Nordhaus, 1995).

- b. Le second dividende n'est sensible que si tous les agents économiques contribuant à la pollution considérée (entreprises, administrations ou ménages) sont taxés, ce qui accroît le premier dividende et augmente les ressources fiscales nécessaires au second.
- c. Enfin, en économie ouverte, la taxe peut engendrer des pertes de compétitivité contraires à l'optimum économique du pays considéré. Elle pèse en effet sur l'émission résiduelle totale de chaque assujetti, même s'il a réalisé la réduction optimale. Elle charge donc son coût de revient et affecte sa compétitivité si des pays concurrents n'appliquent pas une taxe semblable.

La version forte de la thèse du double dividende affirme qu'une taxe écologique, appliquée en respectant un principe de neutralité budgétaire, délivrerait un gain économique net si ses recettes servent à la réduction de la pression fiscale des impôts ou charges collectives ayant les effets présumés les plus distortifs, notamment sur la croissance et l'emploi. Le gain en question est sensé résulter d'une amélioration de l'efficacité du système fiscal, indépendamment du bilan environnemental. Comme on le voit, la version forte de la thèse du double dividende ouvre la voie à une sorte de découplage entre l'évaluation environnementale et l'évaluation économique de la taxe.

Ainsi, c'est implicitement la version forte qui est invoquée lorsque la taxe est présentée comme l'instrument de précaution idéal, en situation de très grande incertitude sur la réalité des dommages environnementaux. Le raisonnement sous-jacent est alors à peu près le suivant : " peu importe que le bénéfice environnemental (le premier dividende) soit très incertain puisque la taxe permet une réforme fiscale qui est de toutes les façons avantageuse ". Remarquons que, même lorsque les risques sont mieux connus, ce type d'argument peut être aussi être avancé pour justifier des taxes dont le montant serait dissocié de l'évaluation des dommages environnementaux.

Toutefois, la thèse forte du double dividende reste vivement controversée. En effet, il n'existe pas d'argument théorique permettant d'étayer clairement le double dividende fort. Certes, un dividende économique (i.e. le second dividende) pourrait être observé dans les cas où l'écotaxe servirait de mécanisme indirect de correction de systèmes fiscaux particulièrement inefficaces. Par exemple, cette hypothèse serait pertinente dans les pays où la fiscalité pèse beaucoup trop sur le travail par rapport au capital et dans lesquels taxer la pollution revient à imposer indirectement ce dernier facteur. L'argument doit cependant être nuancé. En effet, une correction directe des déséquilibres fiscaux par l'ajustement des impôts directs serait plus efficace sur le plan strictement économique qu'une écotaxe⁽⁵³⁾. En définitive, la thèse forte du second dividende semble reposer sur le postulat que des obstacles politiques sévères interdisent de corriger directement les défauts de la fiscalité directe⁽⁵⁴⁾.

(53) L'intuition de ce résultat est la suivante. Dans le cas où la valeur du premier dividende de l'écotaxe est voisine de zéro en raison de l'incertitude sur le risque écologique correspondant, l'incidence de l'écotaxe est doublement négative. D'une part, comme toute taxe non forfaitaire, elle pèse *in fine* sur les facteurs primaires de production, travail ou capital, avec les effets pervers que l'on connaît. D'autre part, elle biaise le prix des biens et fausse ainsi la structure de production et de consommation au détriment des secteurs à l'origine des émissions. Ce biais, recherché lorsque l'incertitude sur le risque n'est pas trop grande, doit être inscrit au passif de l'écotaxe lorsqu'on évalue la version forte du double dividende. Il en résulte que l'écotaxe ne permet de transférer le poids fiscal du travail vers le capital qu'au prix d'un biais que l'on pourrait éviter avec une intervention directe.

(54) Ainsi apparaît une deuxième dimension, proprement politique et non plus seulement économique, du double dividende : utiliser la légitimité de la politique environnementale pour faire accepter indirectement des réformes favorables à l'économie quand les solutions directes rencontrent trop d'obstacles.

3.2.2 *Le jeu des acteurs*

Dans une démocratie, le choix des politiques fiscales peut faire l'objet d'une concertation entre la puissance publique et les futurs assujettis. C'est l'occasion pour ces derniers de faire valoir leurs intérêts par la présentation, par exemple, d'arguments liés à la compétitivité ou à l'équité, que le législateur pourrait avoir mal considéré.

Comme dans toute négociation, chaque partenaire défend les intérêts qu'il représente, sans prendre forcément pour limite ceux de l'autre. Ainsi, les agents économiques peuvent exagérer le poids que ferait peser sur eux la fiscalité écologique ; en retour, le législateur peut mettre en avant le motif purement environnemental de la taxation pour mieux faire accepter son motif fiscal.

Partenaires inférieurs en droit dans leur discussion avec le régulateur, les agents économiques sont de plus handicapés par une certaine ambivalence vis à vis de la taxe. Ils soutiendront difficilement un rejet en bloc de la taxation si l'option alternative les prive d'une flexibilité dont ils éprouvent le besoin. Leur pouvoir de négociation vis-à-vis de l'administration en est diminué d'autant.

En réalité, il n'est pas impossible de découpler partiellement les deux fonctions de la taxe, instrument d'incitation environnementale et de création de ressource financière. L'instrument hybride que nous avons cité à la section 2.2.2.4. permet par exemple de réaliser un tel découplage. Associant une valeur limite d'émission à une taxe libératoire, il offre la flexibilité de la taxe, sans prélèvements financiers autres que ceux effectués en contrepartie du dépassement de la VLE. Lorsqu'elles existent, de telles possibilités de compromis peuvent faciliter la négociation des agents économiques vis-à-vis du législateur.

3.3 *LA COMPETITIVITE*

Bien que chaque instrument de politique environnementale exerce une contrainte particulière, chacun est susceptible d'avoir un impact sur la compétitivité des entreprises. Or, sur des marchés très concurrentiels, des écarts de coûts de production peuvent être préjudiciables à certaines firmes, à certains secteurs ou à certaines régions.

3.3.1 *Risques transfrontières et risques nationaux*

Les différences dans les politiques environnementales nationales ne relèvent pas forcément de la distorsion de concurrence. Cela dépend de la nature du risque.

S'il s'agit d'un risque transfrontière, les pollueurs des différentes nationalités contribuent au même risque. Une absence de coordination internationale des politiques de prévention mettrait alors les entreprises du pays dont l'effort serait le plus exigeant, en situation de distorsion de concurrence défavorable. Pire, elle compromettrait la résolution même du problème

écologique à traiter, en raison du phénomène de *leakage*⁽⁵⁵⁾.

Mais s'il s'agit d'un risque strictement national, il est plus difficile de parler de distorsion de concurrence. Sur la base de quels principes juridiques un pays pourrait-il en effet dénoncer la gestion du patrimoine environnemental d'un autre pays, qui ne le gênerait en rien, au seul motif qu'elle serait différente⁽⁵⁶⁾ de la sienne (nous laissons ici de côté les éventuels problèmes d'éthique comme ceux que soulèvent la question du droit d'ingérence) ?

En l'absence de coordination internationale des politiques, que ce soit pour des risques transfrontières ou nationaux, le régulateur a le choix entre deux ripostes :

- neutraliser la distorsion de concurrence par des exemptions, des subventions ou des protections aux frontières ;
- adopter celui ou ceux des instruments théoriquement admissibles qui ont un moindre impact sur la compétitivité.

Ces diverses solutions n'ont pas toutes les mêmes propriétés d'efficacité économique et environnementale. Le choix doit se faire en pesant les avantages et les inconvénients au cas par cas.

3.3.2 Neutralisation des effets des instruments économiques sur la compétitivité

Exonérations, subventions et protections aux frontières permettent, en théorie, de neutraliser les effets des instruments de politique environnementale sur la compétitivité des entreprises. Mais elles peuvent introduire d'autres distorsions, par exemple entre les agents économiques qui en bénéficient et les autres au sein d'un même pays. De plus, leur acceptabilité internationale peut s'avérer en pratique très difficile. S'il est vrai, par exemple, que des ajustements fiscaux aux frontières taxant les importations de produits dont la fabrication engendre des pollutions transfrontières sans être pour autant taxés dans leur pays d'origine, et détaxant à l'inverse les exportations vers ce pays, permettent en théorie de neutraliser ces concurrences déloyales, il demeure que la compatibilité de telles mesures avec les règles de l'organisation mondiale de commerce est pour le moins délicate.

3.3.3 Arbitrage entre instruments de régulation théoriquement équivalents ou presque

Nous nous contenterons ici d'évoquer brièvement l'arbitrage entre taxe et permis négociables, à titre illustratif :

- si les permis sont mis aux enchères, ils ont le même effet sur la compétitivité qu'une taxe dont le taux serait égal au prix des permis ;

(55) Le principe du *leakage* est le suivant. Les firmes nationales perdant leurs parts de marché au profit de la concurrence non soumise aux mêmes contraintes environnementales, la pollution étrangère augmente mécaniquement. Finalement, une détérioration de la qualité de l'environnement s'ajoute à une dégradation des comptes extérieurs de la nation.

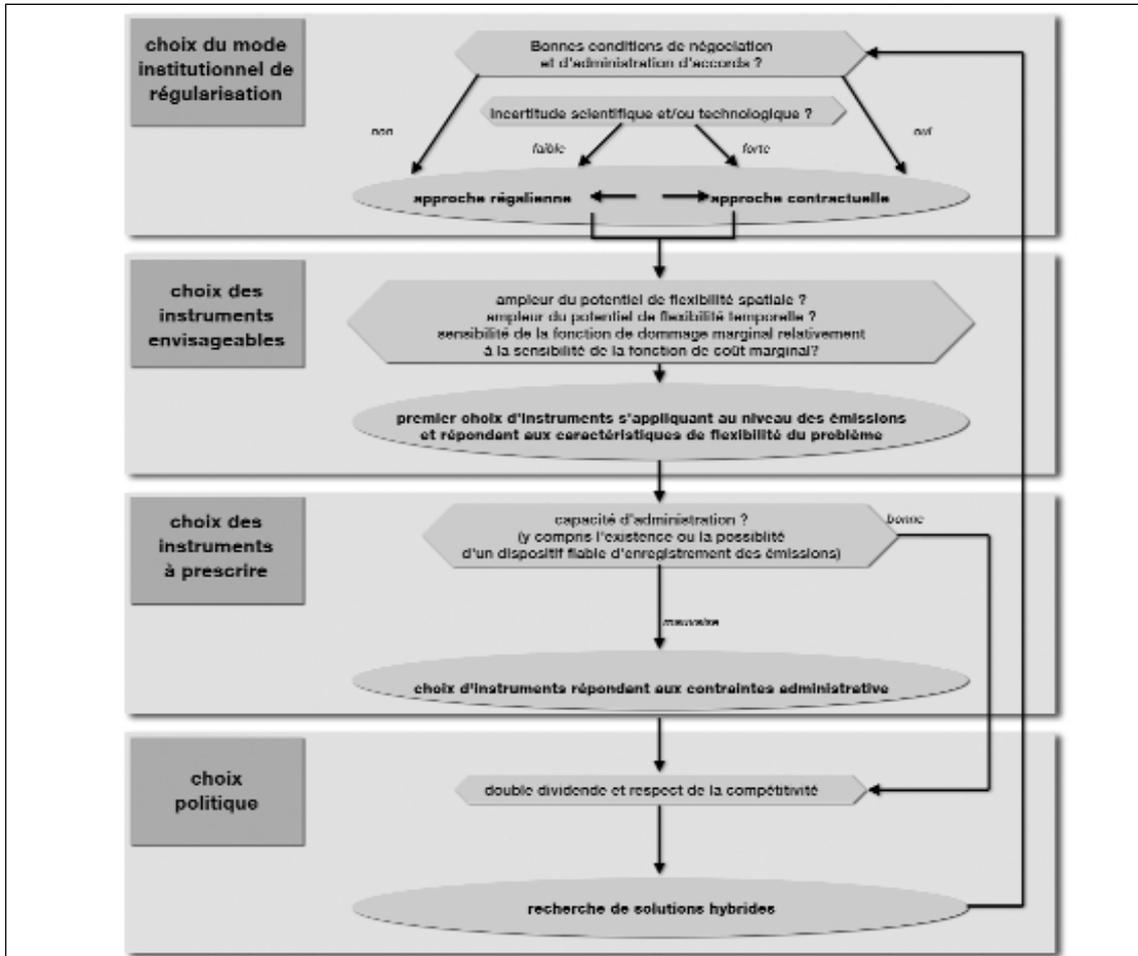
(56) Des difficultés tout à fait analogues avaient surgi lors des débats sur le *dumping* social des pays en voie de développement. Le BIT avait alors conclu que le fait que certains de ces pays n'assuraient pas une couverture sociale équivalente à celle des pays développés n'entraîne pas dans la définition du *dumping*. L'argument était le suivant : le *dumping* signifie qu'un produit est vendu en dessous de son prix normal ; or, si rien n'interdit de souhaiter que les pays en voie de développement puissent peu à peu améliorer leurs politiques sociales, il est très difficile de définir ce que devraient être des politiques "normales" qui tiennent compte de leurs conditions économiques et sociales particulières.

- s'ils sont accordés gratuitement à hauteur de l'émission résiduelle visée, soit ex ante (permis d'émission) soit ex post (crédits d'émission), ils ne chargent que les coûts des agents qui doivent couvrir par des achats de permis leur insuffisance de réduction. Ils ne pèsent donc que marginalement sur leur compétitivité alors qu'ils ont le même effet incitatif qu'une taxe de même montant.

Si, pour des raisons théoriques, les permis sont aussi admissibles qu'une taxe ou s'ils constituent un second best acceptable, le recours à des crédits d'émission peut donc être préféré à une taxe, pour des raisons de compétitivité. Mais l'essentiel de la ressource fiscale disparaît alors et, avec lui, l'espoir d'obtenir un double dividende. Dès lors, une solution hybride est envisageable : réguler les secteurs exposés à la concurrence internationale avec un système de crédits d'émissions négociables et réserver la taxe aux secteurs les plus abrités de l'économie. Mais, un tel choix peut soulever la question de l'acceptabilité d'une taxation qui pourrait toucher directement les ménages (cf. le cas du problème du réchauffement climatique). Le choix théorique débouche ainsi sur un choix politique.

La figure 3.2 illustre une articulation possible entre la logique théorique de l'économie de l'environnement, qui a été développée dans le second chapitre de ce rapport, et la logique politique dont nous venons d'esquisser les contours.

Figure 3.2. Articulation des choix théoriques et politiques



ANNEXE A. ETUDES DE CAS

Quatre études de cas sont présentées dans cette annexe. La première est relative à la décision d'interdire l'utilisation d'un produit intervenant dans la fabrication de jouets pour enfants. Son intérêt n'est pas d'illustrer la procédure de choix des instruments de politique environnementale exposée au second chapitre de ce rapport, mais de présenter un exemple détaillé de la façon dont le principe de précaution peut être appliqué. Les trois autres études de cas sont propices à l'application de la méthode présentée dans la section 2.3. Faute de données suffisantes, nous nous sommes limité au problème du choix des instruments, sans examiner celui du choix du mode institutionnel de régulation (régalien ou contractuel). **Pour chacune de ces études de cas, après une formulation du problème précisant la nature des polluants et des dommages pris en considération, nous appliquons la méthode d'analyse du choix des instruments sans tenir compte des questions politiques abordées dans le troisième chapitre de ce rapport.**

A.1 *Le risque du phtalate de diisononyl dans les produits en Polychlorure de vinyle pour enfants au Canada*

Le cas du risque du phtalate de diisononyl dans les jouets pour enfants au Canada ⁽⁵⁷⁾ est un exemple de problème de décision binaire : acceptation ou interdiction de l'utilisation d'une famille de produits.

Comme nous le verrons, les autorités sanitaires canadiennes ont motivé leur décision d'interdire l'utilisation de phtalates dans les produits pour enfants sur la base d'une évaluation du risque menée sous l'hypothèse implicite que l'intensité de l'exposition aux phtalates n'est pas une variable continue qu'il est possible de contrôler, mais un paramètre prenant ses valeurs dans un ensemble binaire selon que ces produits sont interdits ou non. Avec cette hypothèse, le problème de décision devient singulier : la question n'est pas de déterminer les instruments optimaux de réduction du risque, mais de décider de l'autorisation du produit selon que le risque correspondant au scénario du " laissez faire " est acceptable ou non.

Bien qu'il corresponde à un problème trivial du choix des modalités de régulation (autoriser ou refuser la mise sur le marché d'un produit), le cas des phtalates est, néanmoins, ici présenté parce que les explications détaillées fournies par les autorités canadiennes sont instructives sur la façon dont peuvent être traités les risques pour la santé humaine.

A.1.1 *Historique du problème des phtalates au Canada*

Les phtalates sont utilisés comme plastifiants dans des produits tels que les gants, les revêtements de sol, les feuilles souples et les jouets pour enfants. Le phtalate de di-(2-éthylhexyle) (DEHP) reste le plastifiant à base de phtalate le plus utilisé au Canada, sauf pour les jouets pour enfants.

Dans le milieu des années 1980, l'utilisation de phtalate de di-(2-éthylhexyle) (DEHP) dans les produits en vinyle souple pour enfants, qui était prédominante à l'époque, avait suscité des craintes concernant la santé

(57) Cette étude de cas a été menée à partir de deux sources, *Environnement Canada et Santé Canada, 1994 et Santé Canada 1998.*

et la sécurité des enfants. Par précaution, l'industrie avait alors décidé d'éliminer graduellement cette substance⁽⁵⁸⁾.

Plus récemment, des inquiétudes ont été soulevées concernant l'utilisation d'un autre phtalate, le phtalate de diisononyle (DINP), une substance utilisée pour remplacer le DEHP dans la fabrication des produits en vinyle souple. Le DINP constitue aujourd'hui la quasi totalité des phtalates utilisés dans les produits en PVC pour enfants. Après une évaluation du risque, dont nous résumons les principales étapes ci-dessous (en respectant les recommandations de la méthodologie d'évaluation du risque exposée dans l'annexe B), les autorités canadiennes ont décidé d'interdire l'utilisation du DINP dans les produits souples en PVC pour enfants.

A.1.2 Caractérisation de l'exposition

A.1.2.1 Taux de libération du DINP dans l'organisme humain

Des expériences in vivo sur des adultes ont permis d'évaluer le taux de libération dans l'organisme des enfants du DINP contenu dans les produits en PVC. Les taux moyens de libération de phtalate dans la salive ont été obtenus chez 20 adultes volontaires et ont été signalés pour trois spécimens de produits en PVC contenant du DINP (voir tableau suivant).

Spécimen de produit en PVC contenant du DINP	Estimation du taux de libération de phtalate de diisononyle ⁽⁵⁹⁾ (mg/10 cm ² /h)	
	Moyenne	Extremums
1	82,8	18-498
2	146,4	54-534
3	97,8	54-342

Hypothèses et limites des données utilisées par Santé Canada :

- a) il est supposé que l'on ne fait d'erreur significative de mesure de l'exposition des enfants en se fondant sur des tests effectués sur des adultes ;
- b) faute de données, il n'a pas été tenu compte de la quantité de DINP absorbé par la surface de la cavité buccale (quantité que l'on ne peut pas mesurer dans les prélèvements de salive) de sorte que les estimations d'absorption de DINP présentées ci-dessus pourraient sous-estimer l'exposition réelle.

(58) S'agissant du DEHP, l'ingestion d'aliment est le principal trajet d'exposition pour la population moyenne. Une fois absorbés dans le corps, les phtalates se répandent partout, sans accumulation apparente. Les données sur l'appareil vasculaire, le système nerveux et la fonction pulmonaire provenant d'études menées sur des populations professionnellement exposées de façon chronique sont limitées et peu concluantes. On n'a pas identifié chez les humains d'effets de cancérogénéicité ou d'effets sur la reproduction ou sur le développement dus au DEHP. Ces effets ont cependant été signalés chez les animaux de laboratoire. La dose journalière estimée en moyenne pour la population canadienne est de 5,78-5,82 mg/kg de poids corporel (p.c) /jour, à mettre en regard avec une dose journalière tolérable de 44 mg/kg p.c/jour. L'apport total chez les nourrissons et les enfants d'âge préscolaire peut être supérieur en raison de l'exposition qui provient de produits pour enfants contenant du DEHP (sucettes, jouets flexibles). La dose moyenne totale pour les enfants, qui comprend l'exposition provenant des jouets, a été estimée sur la base de données très limitées. Elle est de 8,9-20,6 mg/kg p.c/jour pour les nourrissons (âgés de 0-0,5 an) et de 18,9-23,1 pour les enfants (0,5-4 ans). Il est de plus probable que ces chiffres sous-estiment la réalité, car il a été présumé que les concentrations dans les denrées dans lesquelles le DEHP n'a pas été détecté sont de 0.

(59) On estime à 10 cm² la surface d'un produit de consommation qui entre en contact avec la bouche d'un enfant.

A.1.2.2. Absorption journalière

On passe aux absorptions journalières en combinant les estimations des taux de libération du DINP avec les durées de l'exposition orale pour ces produits (durées que les enfants passent à sucer les jouets). On obtient alors le tableau suivant.

Type de produit	Absorption journalière estimée (mg/kg p.c ⁽⁶⁰⁾ ./jour)			
	Enfants de 3 à 12 mois		Enfants de 12 à 36 mois	
	Moyenne	Extremums	Moyenne	Extremums
Jouet - dentition	44	4-320	39	5-228
Sucette	120	18-640	62	5-458

A.1.3 Caractérisation du risque

La caractérisation du risque résulte de la comparaison des caractéristiques de l'exposition, que l'on vient de présenter, avec la dose - seuil journalière tolérable déterminée par Santé Canada, encore nommée, Exposition Maximale Admissible.

A.1.3.1 Détermination de l'Exposition Maximale Admissible (EMA)

L'EMA est déterminée à partir des résultats d'études récentes de toxicité chronique du DINP. Les résultats de ces études, menées sur des rats mâles, indiquent une Concentration chronique Sans Effet Nocif Observé (CSENO) de 29 mg/kg/jour.

A partir de ces données, Santé Canada a fixé l'EMA à 292 mg/kg/jour.

Cette EMA est calculée en divisant la CSENO de 29 mg/kg/jour par un facteur d'incertitude global de 100. Ce facteur d'incertitude se décompose de la façon suivante :

- on introduit un premier facteur 10 pour tenir compte de la variabilité interspèce ;
- le deuxième facteur 10 tient compte de la variabilité de la sensibilité dans la population humaine.

L'EMA de 292 mg/kg/jour établie par Santé Canada⁽⁶¹⁾ porte sur l'exposition totale provenant de toutes les sources possibles de DINP dans l'environnement d'un enfant. Conformément aux études disponibles, Santé Canada a estimé la source alimentaire et autre de DINP à 50 mg/kg/jour. De ce niveau, supposé irréductible, on déduit une dose maximale admissible de DINP provenant des produits pour enfants de 242 mg/kg/jour (= 292-50 mg/kg/jour).

(60) Kilogramme de poids corporel.

(61) Avant novembre 1998, Santé Canada retenait une valeur plus faible pour l'EMA, de 75mg/kg/jour. Cette valeur reposait sur une étude effectuée en 1997 estimant la CSENO pour les rats mâles à 15 mg/kg/jour. Cette estimation avait été jugée assez fragile, parce que non confrontée à d'autres résultats. C'est pourquoi il avait été tenu compte d'un troisième facteur d'incertitude (en plus des deux de 10), de valeur 2, attribué à cause de l'absence de preuve pour appuyer et confirmer la CSENO chronique approximative calculée pour le rat mâle de l'étude de référence. Mais, en novembre 1998 Santé Canada a reçu une copie d'une étude non publiée sur la toxicité chronique et l'évaluation carcinogène du DINP. L'étude a été jugée suffisamment crédible pour : (a) établir une nouvelle CSENO de 29 mg/kg/jour dans la population de rats et (b) supprimer le facteur 2 utilisé dans l'EMA antérieure de Santé Canada. Cette révision a permis d'augmenter la dose journalière admissible de DINP de 75 à 292 mg/kg/jour.

A.1.3.2. Estimation du risque

Les absorptions journalières ont été estimées sur la base de l'exposition orale combinée des jouets-dentition et des sucettes. Mais, il ressort d'un examen complet du marché canadien que les sucettes ne présentent pas de risque : la présence de DINP n'a été décelée dans aucune sucette. Au Canada, presque toutes les sucettes sont faites de latex ou de silicone. De ce fait, les jouets-dentition sont la seule source prise en considération pour l'estimation du risque provenant des produits pour enfants.

La comparaison des absorptions journalières maximales dues aux jouets-dentition (voir tableau précédent) avec la dose-seuil montre qu'il existe un risque pour le groupe d'âge plus jeune (de 3 à 12 mois). La dose maximale admissible est dépassée de 78 mg/kg/jour (= 320-242 mg/kg/jour), soit un dépassement de 30%. Les données suggèrent cependant que le risque couru par les enfants âgés de plus d'un an est beaucoup moins élevé.

A.1.4 Décision et argumentation de Santé Canada

Sur la base de l'évaluation du risque que nous venons de présenter, Santé Canada a décidé en fin 1998 d'interdire l'utilisation de DINP pour les jouets pour enfants. L'argumentation a été la suivante.

- a) La quantité de DINP libérée à partir de produits souples en PVC conçus tout particulièrement pour être portés à la bouche des jeunes enfants peut présenter un risque pour la santé et la sécurité des enfants entre les âges de 3 mois et d'un an ;
- b) Force est cependant de reconnaître qu'une extrapolation à l'échelle humaine du risque de cancer, constaté chez les animaux, ne peut être raisonnablement opérée à partir des renseignements actuellement connus ;
- c) S'agissant d'enfants, il convient de ménager une marge de sécurité élevée. Considérant qu'il existe des produits de remplacement, facilement disponibles sur le marché, ne contenant pas de DINP, le risque potentiel, bien que faible, est jugé comme n'étant pas nécessaire, et par conséquent, inacceptable.

A.2 Prévention des effets à court terme sur la santé de la pollution atmosphérique urbaine en France

Le problème de la pollution atmosphérique a sensiblement évolué ces dernières décennies⁽⁶²⁾. Le poids relatif des pollutions d'origine diffuse s'est accru, tout particulièrement dans les zones urbaines : de nouveaux indicateurs augmentent progressivement (NO_x et O₃) et les pointes de pollution hivernales et locales tendent à faire place à des smogs d'été ou à des pollutions plus complexes, riches en hydrocarbures, oxydes d'azote, composés oxydants et très fines particules.

(62) Une grande partie des informations présentées dans cette étude de cas provient du rapport d'étude de l'InVS (1999).

Ces évolutions font que l'approche normative traditionnelle, basée sur des valeurs de référence stables, n'est plus pertinente, comme le suggèrent les résultats des études épidémiologiques réalisées ces dernières années. Ceci a non seulement entraîné la révision (en cours) des valeurs guides de l'OMS mais a aussi motivé le développement de la surveillance épidémiologique dont la mission est de surveiller la qualité de l'air et ses effets sur la santé⁽⁶³⁾. Pour réaliser sa mission d'évaluation continue de la relation entre la pollution atmosphérique et la santé, la surveillance épidémiologique fait appel à des méthodes de corrélation entre des indicateurs de pollution et des indicateurs de santé⁽⁶⁴⁾.

A.2.1 Formulation du problème

La formulation du problème de la pollution atmosphérique urbaine que nous retenons ici correspond aux données et aux hypothèses considérées dans l'étude de l'Institut de Veille Sanitaire (InVS, 1999).

A.2.1.1 Polluants sélectionnés

Les polluants sélectionnés sont les suivants :

- le dioxyde de soufre (SO₂) ;
- les particules ;
- le dioxyde d'azote (NO₂) ;
- l'ozone (O₃) ;

Contrairement aux autres polluants, l'ozone n'est pas directement émis par des sources anthropiques. L'ozone présent dans l'atmosphère provient principalement de réactions chimiques entre les oxydes d'azote (NO_x) et les composés organiques volatils (COV) soumis au rayonnement solaire. Il en résulte que les NO_x et les COV auront un impact à la fois direct⁽⁶⁵⁾ et indirect, via la production d'ozone.

A.2.1.2 Effets sur la santé

Les données disponibles actuellement se limitent à l'évaluation des effets à court terme (de 0 à 3 jours) de la pollution sur la mortalité d'une population urbaine donnée. Cette restriction doit être signalée car les politiques dédiées à la prévention des risques à court terme ne peuvent prétendre apporter une réponse suffisante à la totalité du problème de la pollution atmosphérique. En effet, il est reconnu que la pollution atmosphérique induit également des effets à long terme qui restent très peu étudiés⁽⁶⁶⁾.

A.2.2 Application de la méthode

A.2.2.1 Potentiel de flexibilité temporelle

S'agissant d'effets à court terme (de l'ordre de quelques jours), l'unité de temps du problème est ici réduite.

(63) Article 3 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996.

(64) La surveillance épidémiologique de la pollution atmosphérique se distingue des études épidémiologiques traditionnelles principalement par les caractéristiques suivantes : (a) elle est menée de manière continue et (b) elle repose sur l'observation et l'analyse, dans le temps et l'espace, des relations entre les indicateurs de pollution et la santé.

(65) Ainsi, s'agissant du NO_x, des études montrent que les enfants et les personnes âgées sont exposés à des effets sur la fonction pulmonaire. Les résultats sont inconstants chez les adultes en bonne santé (Schlesinger et al, 1992).

(66) Ainsi, des études d'exposition chronique menées sur les animaux ont révélé qu'un pourcentage de l'ozone inhalé pénétrait profondément dans les poumons endommageant certaines alvéoles (Santé Canada, 1996).

A.2.2.2 *Potentiel de flexibilité spatiale*

Le NOx réactif peut être transporté dans les masses d'air régionales sur des centaines de kilomètres. Les émissions de SO2 persistent dans l'atmosphère pendant des jours. Transportées par les vents, elles se combinent avec les molécules d'eau pour produire de l'acide sulfurique, un aérosol acide présent dans les pluies acides et dans le smog urbain.

Au regard de ces considérations, il est raisonnable d'admettre que le domaine de neutralité spatiale correspondant au problème étudié est grand, constitué de nombreuses sources, qui peuvent être situées en dehors de la zone urbaine considérée et dont les émissions ont un impact quasiment identique sur la pollution urbaine.

A.2.2.3 *Sensibilité de la fonction de dommage marginal relativement à la sensibilité de la fonction de coût marginal*

Un des résultats remarquables de l'étude de l'InVS est que toutes les courbes reliant l'indice de probabilité excédentaire de mortalité aux indicateurs de pollution sont, pour tous les polluants étudiés, linéaires⁽⁶⁷⁾ et sans seuil⁽⁶⁸⁾. Ces résultats peuvent s'expliquer par la combinaison de deux phénomènes : (a) une distribution relativement homogène de la population en fonction de la sensibilité des individus et (b) l'existence d'individus particulièrement sensibles à de très faibles doses de polluant⁽⁶⁹⁾.

Observons cependant que la linéarité de la relation entre les impacts sur la santé et les indicateurs de pollution n'implique pas nécessairement la linéarité de l'impact des émissions. En effet, les polluants peuvent faire l'objet dans l'atmosphère de réactions complexes, non linéaires. Ce type de phénomène a été étudié dans le cas de l'ozone. On a ainsi découvert que, lorsque la concentration de NOx dépassait un certain seuil, la réactivité de ce composant connaissait une modification et entraînait en compétition avec les COV dans une étape particulière de la réaction produisant l'ozone. Dans ces conditions, une réduction des émissions de NOx peut se traduire par une augmentation de la concentration en ozone⁽⁷⁰⁾ (IIASA, 1999a). Pour simplifier, nous ne considérons toutefois que l'hypothèse d'un lien linéaire entre les indicateurs de pollution et le niveau des émissions.

Comparés à un dommage marginal quasiment constant, les coûts marginaux⁽⁷¹⁾ d'abattement semblent fortement croissants pour tous les polluants considérés.

(67) Le recours à des méthodes ne posant aucun a priori sur la forme de la relation étudiée (méthodes non paramétriques) a permis de vérifier que ce résultat n'était pas dû à la spécification des modèles économétriques utilisés.

(68) Remarquons que l'inexistence d'un seuil sans effets exclus d'office toute approche normative basée sur une notion d'exposition maximale sans effet nocif observé.

(69) Plusieurs travaux ont ainsi montré la grande variabilité de réponse à la toxicité de l'ozone chez des sujets apparemment semblables, alors que pour un même individu cette réponse était identique (Mc Donnell et al., 1985).

(70) Autrement dit, une politique de répartition efficace des efforts de réduction des polluants intervenant dans la production d'ozone doit prendre en considération la composition chimique préalable de l'atmosphère.

(71) Pour avoir des informations sur les technologies et les coûts de réduction des principales émissions atmosphériques (SO2, NOx, COV) le lecteur pourra consulter IIASA (1999b).

A.2.2.4 Instruments envisageables en fonction des caractéristiques de flexibilité

L'unité de temps est réduite. Le potentiel de flexibilité temporelle est donc aussi réduit. De ce fait, il faut recourir à un instrument appliquant une contrainte quantitative du type valeur limite d'émission. La combinaison d'une fonction de dommage linéaire (qui implique un dommage marginal peu sensible puisque constant) avec des coûts marginaux d'abattement fortement croissants plaide pour un mécanisme de plafonnement de ces coûts, à l'aide d'une taxe libératoire complémentaire de la valeur limite d'émission. Le domaine de neutralité spatiale étant grand, il serait alors avisé de recourir à un mécanisme de flexibilité spatiale. La solution idéale serait ici un système de permis d'émission négociable à prix plafonnés (cf. 2.3.2, problèmes types n°7 et 8).

A.2.2.5 Capacité d'administration (y compris l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions)

Le réalisme d'un système de permis dépend cependant des possibilités d'enregistrement des émissions et des capacités d'administration. Le tableau suivant propose un classement sommaire des sources d'émissions atmosphériques selon l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions.

Sources ⁽⁷²⁾	Existence ou possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions
Industrie et traitement des déchets	oui
Extraction et transformation de l'énergie	oui
Résidentiel, tertiaire, commerce, institutions	non
Transports routiers	non

A.2.2.6 Instruments à prescrire

Pour les sources diffuses, l'impossibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions conduit à préconiser une taxation des intrants (combustibles); cette dernière est cohérente avec les caractéristiques de flexibilité du problème (selon les dimensions spatiale et du niveau de prévention). La taxe pourra être complétée par une politique réglementant la qualité des intrants⁽⁷³⁾, pour les raisons expliquées à la section (2.2.4). Par ailleurs, si son montant ne peut être fixée à un niveau suffisamment incitatif, pour des raisons politique ou par souci d'équité, le régulateur a toujours la possibilité de recourir aux subventions (par exemple, des primes à la casse pour les véhicules très anciens) de façon à accélérer le renouvellement du parc existant.

(72) Cette classification des sources correspond à celle du CITEPA, citée dans InVS (1999).

(73) Voir, par exemple, les standards européens pour réduire les émissions de NOx dues aux transports routiers, Standards Euro 1, 2, 3 et 4.



Au regard des caractéristiques de flexibilité et compte tenu des hypothèses concernant la possibilité ou l'existence d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions, les instruments envisageables sont les suivants.

Sources	Instruments à prescrire
Industrie et traitement des déchets	PEN+ti
Extraction et transformation de l'énergie	
Résidentiel, tertiaire, commerce, institutions	TI
Transports routiers ⁽⁷⁴⁾	TI

Légende :

PEN : Permis d'Emission Négociables ;

ti : taxe libératoire (plafond) ;

TI : taxe sur les intrants.

Les choix d'instruments proposés dans le tableau précédent ne semblent pas soulever de difficultés d'administration particulières, sauf peut être que certains secteurs de l'industrie, composés d'entreprises de tailles insuffisante, ne pourront pas faire partie d'un système de permis. Pour ces secteurs, il est possible d'appliquer une politique de taxation incitative des émissions, appuyée sur des valeurs limites d'émission faiblement contraignantes.

A.3. La pollution organique des cours d'eau

On distingue plusieurs types de pollution de l'eau, qui peuvent avoir une origine domestique, agricole ou industrielle⁽⁷⁵⁾ :

- La pollution physique qui altère la transparence de l'eau (présence de matières en suspension), agit sur sa température (pollution thermique) ou sa radioactivité ;
- La pollution chimique qui est due à des substances indésirables (nitrates, phosphates, responsables de l'eutrophisation) ou dangereuses (métaux et autres micropolluants, tels les pesticides et les solvants chlorés) qui provoquent de profonds déséquilibres chimiques (acidité, salinité) ayant des effets biologiques ;
- La pollution de l'eau par les matières organiques et oxydables qui proviennent des eaux usées domestiques et des rejets industriels et de sources diffuses (élevages) provoque une surconsommation d'oxygène (nécessaire à leur dégradation) et peut entraîner la mort de la vie aquatique. Elle peut également provoquer l'apparition ou la mise en solution de produits non désirables (métaux, ammoniac, sulfures) ;
- La pollution microbiologique introduit dans l'eau des micro-organismes, dont certains sont des germes pathogènes (virus, bactéries).

Dans cet exemple, nous nous limitons à la pollution des cours d'eau par les matières organiques et oxydables.

⁽⁷⁴⁾ Pour les périodes de forts pics de pollution des mesures ponctuelles de réduction de la circulation peuvent être imposées. Rien n'interdit alors d'imaginer d'introduire de la flexibilité dans l'application de ces mesures en créant un marché où les autorisations de circulation pourraient faire l'objet de transactions.

⁽⁷⁵⁾ Adapté d'après, <http://www.eau-rhin-meuse.fr/patrimoine>

A.3.1 Formulation du problème

Les matières organiques constituent la nourriture principale des micro-organismes (algues, bactéries, champignons, etc.) qui consomment en même temps l'oxygène dissous contenu dans l'eau (phénomène de l'autoépuration). C'est ainsi qu'un excès de matière organique ou oxydable peut entraîner une déoxygenation de l'eau et la mort des poissons par asphyxie. Huit paramètres sont pris en considération pour déterminer le degré de la pollution en matière organique et oxydable (études des agences de l'eau, 1999) :

- Oxygène dissous (mg/l) ;
- Taux de saturation O₂ ;
- DCO (mg/l) ;
- DBO₅ (mg/l) ;
- COD (mg/l) ;
- Oxydabilité au KMnO₄ (mg/l) ;
- NH₄⁺ (mg/l) ;
- NKJ (mg/l) ;

Il est possible de définir un indice de qualité de l'eau⁽⁷⁶⁾ relié à chacun de ces paramètres (ibid). Pour simplifier, on n'utilisera dans cet exemple que l'indice relatif au taux d'oxygène dissous.

A.3.2 Application de la méthode

A.3.2.1 Potentiel de flexibilité temporelle

L'unité de temps est plutôt réduite : le suivi des taux d'oxygène dissous dans les cours d'eau exige au minimum 4 prélèvements annuels (ibid).

A.3.2.2 Potentiel de flexibilité spatiale

L'étendue du domaine de neutralité spatiale est plutôt réduite. Il est toutefois possible de rencontrer des situations où l'unité hydrographique correspondant à un tel domaine est suffisamment étendue pour englober un grand nombre de sources de sorte que la question du choix d'un instrument de flexibilité spatiale mérite d'être posée⁽⁷⁷⁾.

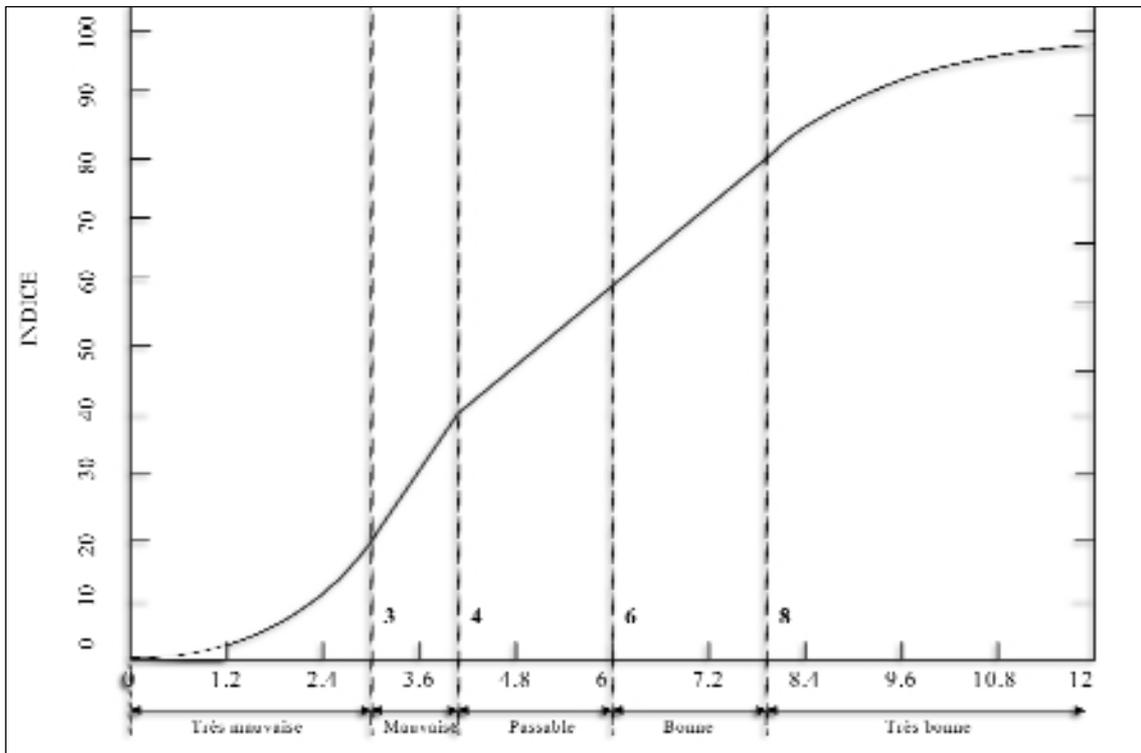
A.3.2.3 Sensibilité de la fonction de dommage marginal relativement à la sensibilité de la fonction de coût marginal

La courbe reliant l'évolution de l'indice de qualité de l'eau en fonction du taux d'oxygène dissous peut s'interpréter comme une fonction de dommage. Cette courbe (cf. figure suivante) est construite par une suite de raccordements de trois types de modèles : le modèle linéaire, le modèle exponentiel croissant et le modèle exponentiel décroissant (ibid.).

(76) Les fonctions et les usages pris en compte dans ces indices sont les suivants : fonction "potentialités biologiques", usage "production d'eau potable", usage "aquaculture" et usage "abreuvement" (ibid).

(77) Voir les échanges de permis de pollution de l'eau aux USA, en particulier le cas de la Fox River (Wisconsin) où un système de permis de rejets de polluants ayant pour effet d'accroître la DBO a été mis en place (OCDE, 1997).

Qualité de l'eau en fonction du taux d'oxygène dissous⁽⁷⁸⁾ mg/l



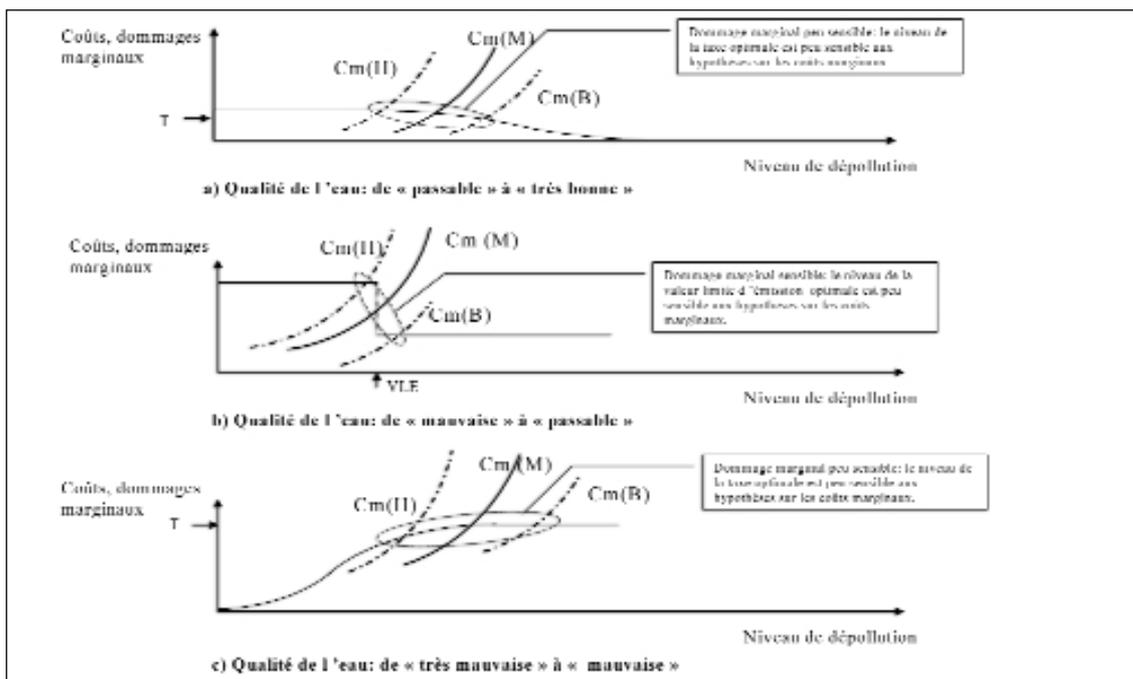
On peut déduire de l'allure irrégulière de la courbe de l'indice de qualité que le choix de la régulation par les prix ou par les quantités ne sera pas déterminé de manière unique pour tous les cours d'eau en France. Nous verrons, en étudiant l'allure de la fonction de dommage marginal, que cela dépendra du degré de pollution courant de l'unité hydrographique considérée⁽⁷⁹⁾.

La fonction de dommage marginal est construite en dérivant la fonction de dommage ci-dessus. Elle est représentée dans la figure ci-dessous à l'aide d'une partition en trois segments de l'intervalle dans lequel la concentration de l'oxygène dissous prend ses valeurs : (a) un premier segment correspond à des niveaux de concentration pour lesquels la qualité de l'eau varie entre les indices " passable " à " très bonne " ; (b) un deuxième segment correspond à l'intervalle " mauvaise " à " passable " ; et (c) un troisième segment correspond aux valeurs allant de " très mauvaise " à " passable ". On constate alors que la fonction de dommage marginal est sensible dans le segment de qualité " mauvaise " à " passable " et qu'elle ne l'est pas pour les deux autres segments.

(78) ASSI-CIRSEE-GERPA (1995).

(79) Pour avoir une vue d'ensemble de la pollution de l'eau par les matières organiques et l'ammonium, le lecteur peut consulter les cartes éditées par le ministère de l'environnement.

Sensibilité de la fonction de dommage marginal en fonction de la qualité de l'eau



Légende :

$C_m(H)$, $C_m(M)$, $C_m(B)$: coût marginal de prévention, hypothèse Haute, Médiane, Basse, respectivement ;

T : taxe sur les émissions ;

VLE : Valeur Limite d'Emission.

Nous ne disposons pas d'informations très précises sur les coûts de réduction de la pollution due aux matières organiques ou oxydables. Mais, selon toute vraisemblance, rapportés à l'échelle de variation du dommage marginal évité, ces coûts sont fortement croissants. En effet, il existe un ensemble de traitements " primaires " (prétraitement, décantation) et de traitements " secondaires " (élimination biologique de la pollution carbonée) envisageables qui se distinguent nettement par leur ratio performance/coût. Par ailleurs, une étude menée aux USA suggère la possibilité d'une grande dispersion des coûts de réduction, qui peuvent varier d'un facteur 1 à 4, selon les contextes technologiques et économiques, ce qui peut plaider pour l'utilisation d'un mécanisme de flexibilité spatiale (Industrial Economics, 1993) quand le domaine de neutralité spatiale n'est pas trop réduit.

A.3.2.4. Instruments théoriquement envisageables en fonction des caractéristiques de flexibilité

Avec une unité de temps du problème réduite, une régulation par des valeurs limites d'émission est appropriée. Les coûts marginaux d'abattement étant supposés fortement croissants, ces valeurs limites devront cependant être complétées par des taxes libératoires, tout particulièrement dans les tronçons de rivière où le dommage marginal est peu sensible. Dans les zones de dommage marginal peu sensible, des valeurs limites faiblement contraignantes, complétées par une taxation incitative des rejets polluants, sont envisageables en remplacement des approches hybrides, difficiles à administrer.



Dans les cas où le domaine de neutralité spatiale comporte un grand nombre de sources hétérogènes, il est intéressant de conférer aux valeurs limites le statut de permis négociables pour tirer parti du potentiel de flexibilité spatiale.

A.3.2.5 Capacité d'administration (y compris l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions)

Il est possible de classer sommairement les sources de rejets de matières organiques et oxydables de la façon suivante, selon l'existence ou la possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions:

Sources	Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions
Industrie	Oui
Collectivités	Oui
Agriculture et Elevage	Non

Aux contraintes techniques auxquelles sont confrontées les sources diffuses s'ajoutent des problèmes d'administration tels que les taux de conformité à la réglementation ne semblent satisfaisants que pour les sources d'origine industrielles. Le tableau ci-dessous résume l'appréciation de l'OCDE sur la situation administrative actuelle⁽⁸⁰⁾.

Sources	Capacité d'administration
Industrie	Bonne
Collectivités	Pas toujours bonne
Agriculture et Elevage	Mauvaise

A.3.2.6 Instruments à prescrire

Le tableau suivant décrit la révision des choix d'instruments, compte tenu des capacités d'administration. Les options de premier choix sont retenues pour le secteur industriel, puisque celui-ci est crédité d'un bon suivi administratif (problèmes types n°1, 3, 5 ou 7).

Les solutions à appliquer aux collectivités locales sont a priori à fixer au cas par cas. Dans les cas favorables, elles doivent être traitées comme les sources industrielles, d'autant plus que leur participation à un système de permis négociable permet, le cas échéant, d'accroître l'efficacité globale. Lorsque les conditions d'administration sont mauvaises, il ne reste qu'à recommander des normes de procédé (dans le cas des collectivités, il est clairement irréaliste d'envisager une action au niveau des intrants).

Les mauvaises conditions d'administration des politiques dédiées aux secteurs agricoles et à l'élevage font d'une action sur les intrants la seule option crédible à appliquer à ces sources. Pour ces sources, la norme d'intrant (qui contraint les émissions unitaires) est

⁽⁸⁰⁾ OCDE (1997b), pp. 69-70. Voir aussi l'avis du rapport du Commissariat Général du Plan (1997) au sujet de l'insuffisance de la police de l'eau en France, p. 55.

indiquée lorsque le dommage marginal est sensible (qualité de l'eau allant de " mauvaise " à " moyenne "), la taxation des intrants étant préférable, car autorisant une réaction plus flexible, quand le dommage marginal est peu sensible (qualité de l'eau de " passable " à " très bonne " ou de " très mauvaise " à " mauvaise ").

Sources	Instruments à prescrire	
	Qualité de l'eau de " mauvaise " à " passable "	Qualité de l'eau de " bonne " à " très bonne " ou de " mauvaise " à " très mauvaise "
Industrie	VLE+tl ou PEN+tl	VLE+tl ou PEN+tl ; vle+T
Collectivités	Idem. Industrie ; NP	Idem. Industrie ; NP
Agriculture et Elevage	NI	TI

Légende :

- PEN : Permis d'Emission Négociables ;
- T : Taxe sur les émissions ;
- tl : taxe libératoire (plafond) ;
- VLE : Valeur Limite d'Emission ;
- vle : valeur limite d'émission faiblement contraignante. ;
- NP : Norme de Procédé ;
- TI : taxe sur les intrants.

A.4 L'effet de serre

L'effet de serre est un processus de rayonnement naturel qui réchauffe la surface de la planète. Relativement transparente au rayonnement solaire, l'atmosphère absorbe, en retour, une part importante du rayonnement infrarouge émis à la surface de la terre. Cette absorption, qui maintient la chaleur dans les basses couches de l'atmosphère, est due à certains gaz tels que la vapeur d'eau, le dioxyde de carbone, l'ozone, ou encore aux nuages.

L'effet de serre additionnel, d'origine anthropique, est principalement causé par la consommation d'énergie fossile. Il fait craindre une modification des équilibres climatiques, en particulier un réchauffement planétaire, aux conséquences encore peu prévisibles, mais potentiellement graves.

A.4.2 Application de la méthode

A.4.2.1 Potentiel de flexibilité temporelle

L'unité de temps est grande. En effet, le flux annuel des émissions anthropiques exerce une perturbation relative très faible, quoique peu réversible, sur le système climatique. A ce jour, le cumul des différents gaz à effet de serre émis par l'homme est responsable d'un effet de serre additionnel de 2W/m², à comparer aux 240 W/m² qu'absorbe naturellement le système climatique (Le Treut, 1996).

A.4.2.2 Potentiel de flexibilité spatiale

L'effet des émissions sur le réchauffement planétaire est indépendant de la localisation géographique des sources. Le domaine de neutralité spatiale est planétaire.



A.4.2.3 Sensibilité de la fonction de dommage marginal relativement à la sensibilité de la fonction de coût marginal

Le phénomène étant dû à un effet de stock, accumulé sur une longue période, la sensibilité de la fonction de dommage marginal est faible, avec un dommage marginal quasiment constant, du moins à moyen terme⁽⁸¹⁾.

Représentés sur l'échelle de variation du dommage marginal, les coûts unitaires de réduction des émissions sont fortement croissants⁽⁸²⁾.

A.4.2.4 Instruments envisageables en fonction des caractéristiques de flexibilité

L'effet de serre réunit les conditions favorables aux instruments économiques (cf. section 2.3.2, problèmes types n°7 et 8). En raison de la faible sensibilité de la fonction de dommage et de la croissance des coûts marginaux d'abattement, la taxation est en théorie bien adaptée parce qu'elle plafonne le coût marginal de prévention. Le même résultat peut être obtenu par un système de permis d'émission dont le coût serait plafonné par une taxe libératoire portant uniquement sur les dépassements de l'objectif d'émission (que l'émetteur ne paierait que si le prix de marché permis dépassait le montant de la taxe).

A.4.2.5 Capacité d'administration (y compris l'existence ou la possibilité d'un dispositif fiable d'enregistrement des émissions)

Dans cet exemple, n'ayant qu'un but d'illustration, nous considérons seulement deux grandes catégories de sources d'émission de carbone : l'industrie et les sources diffuses (Résidentiel & tertiaire et Transports). En poursuivant la simplification, nous admettons qu'il est possible de mettre en place un dispositif fiable d'enregistrement des émissions pour les sources industrielles et que cela n'est pas le cas pour les autres. Les hypothèses sur l'existence ou la possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Sources	Existence ou possibilité d'un dispositif d'enregistrement des émissions
Industrie	Oui
Résidentiel, tertiaire et transport	Non

Le choix des permis négociables dépend d'autres conditions d'administration difficiles à évaluer (capacité des parties à négocier et à répartir des objectifs, accord sur les mesures d'accompagnement, etc.). Néanmoins, le précédent des permis d'émission de SO₂ aux USA et les actions précoces engagées dans le monde font penser qu'un système d'échange de permis pourrait être effectivement créé d'ici à 2008.

⁽⁸¹⁾ Pizer (1997) propose une justification détaillée de cette hypothèse.

⁽⁸²⁾ Pour consulter des estimations des coûts marginaux mondiaux et pour les principaux pays européens, cf. Pizer (1997) et NTUA (1997), respectivement.

A.4.2.6. Instruments à prescrire

En raison des contraintes d'enregistrement des émissions, le système des permis ne sera utilisé, du moins dans une première phase, que pour les sources industrielles. Pour les sources diffuses, la taxation des intrants est une option d'autant plus appropriée que les émissions de carbone sont bien corrélées à la consommation de l'énergie fossile. Elle peut être complétée par des mesures particulières à certaines sources (ex : moteurs "propres"). Le tableau suivant reprend les propositions que nous venons d'évoquer.

Sources	Instruments envisageables
Industrie	T ou PEN+t _i
Résidentiel, tertiaire et transport	TI et MI

Légende :

PEN : Permis d'Emission Négociables ;

t_i : taxe libératoire (plafond) ;

T : Taxe sur les émissions ;

TI : taxe sur les intrants

ANNEXE B.
METHODOLOGIE D'EVALUATION DU RISQUE ECOLOGIQUE

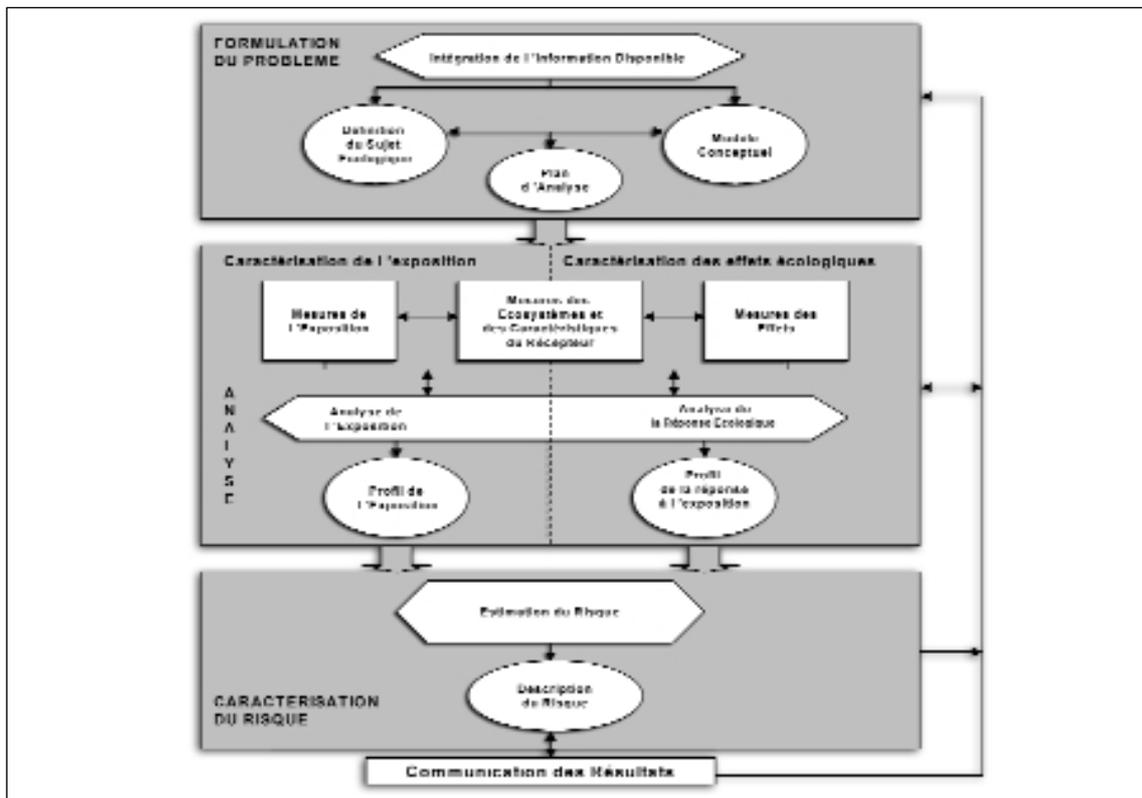
Tout choix de politique environnementale repose nécessairement sur une évaluation préalable du risque écologique considéré. Cette évaluation offre au décideur des informations concernant :

- les phénomènes en jeu ;
- le danger (exposition) ;
- les effets observables ou potentiels de la pollution ;
- l'estimation du risque.

Dans cette annexe, nous résumons les recommandations méthodologiques de l'Environment Protection Agency (USA), qui bénéficient d'une large reconnaissance (EPA, 1998). Ces recommandations permettent de définir l'évaluation d'un risque écologique donné d'une façon rigoureuse et transparente.

L'EPA recommande d'organiser l'évaluation du risque écologique selon un processus en trois phases : (a) la formulation du problème écologique ; (b) l'analyse ; et (c) la caractérisation du risque (voir tableau 1).

Figure B. Les étapes du processus d'évaluation du risque écologique



Source : EPA (1998).

B.1 Formulation du problème

La formulation du problème consiste à intégrer l'information disponible pour définir : (a) le sujet écologique de l'évaluation, (b) le modèle conceptuel, exprimant les hypothèses sur l'effet exercé sur ce sujet par une ou plusieurs sources de pollution et (c) le plan qui sera appliqué pour mener la phase d'analyse.

Le sujet écologique est une expression explicite de la valeur environnementale à protéger. Il est défini, plus précisément, par une entité écologique et ses attributs. La définition du sujet écologique permet d'interpréter une préoccupation environnementale, généralement formulée en termes vagues, en fixant pour celle-ci un critère d'évaluation concret et opérationnel, c'est à dire mesurable. Exemple :

Le modèle conceptuel décrit les relations supposées entre le sujet écologique et la pollution à laquelle se dernier peut être exposé. Cette description porte sur les processus mis en œuvre au sein des écosystèmes, susceptibles d'influencer, directement ou indirectement, la réponse du récepteur. La connaissance des phénomènes écologiques étant généralement entachée d'une grande incertitude, celle-ci doit être bien mise en évidence dans la présentation du modèle conceptuel.

La construction du plan d'analyse a pour objet de déterminer, à partir du modèle conceptuel, les hypothèses qui seront sélectionnées pour la phase d'analyse, ainsi que la collecte et les traitements des données à effectuer.

Encadré B. La définition des problèmes types dans les Analyses de Cycle de Vie

Les Analyses de Cycle de Vie (ACV) sont de plus en plus utilisées par les pouvoirs publics et par les industriels comme outil d'analyse des effets environnementaux des produits et des services. Ces approches se caractérisent par la prise en compte des impacts de l'ensemble des processus mis en œuvre, directement ou indirectement, pour la fabrication, la distribution, la consommation des produits et des services ainsi que l'élimination des déchets.

La méthodologie des ACV consiste à faire l'inventaire de toutes les émissions de polluants attribuables à l'utilisation d'un produit ou d'un service. Ces inventaires permettent des comparaisons, très fines et très utiles, entre des produits alternatifs.

Il arrive aussi que l'inventaire soit complété par une méthode de classification des émissions en termes d'impacts environnementaux mesurables. En raison de leur ambition de prendre en compte tous les impacts potentiels des activités de production, les concepteurs de ces méthodes définissent des problèmes types ayant vocation à représenter l'ensemble des risques environnementaux. Les problèmes les plus reconnus sont les suivants (CML, 1992) :

Pollution :

- accroissement de l'effet de serre (CO₂, CH₄, N₂O, C_xF_yCl_z, etc.)
- épuisement de la couche d'ozone (C_xF_yCl_z, CHF₂Cl, CHFClCF₃, CH₃CFCl₂, etc.)
- toxicité humaine (métaux, composés non organiques, hydrocarbures, pesticides)
- écotoxicité (métaux, hydrocarbures, pesticides)
- formation photochimique d'oxydants (alcanes, hydrocarbures halogénés, alcools, etc.)
- acidification (SO₂, NO, NO₂, NO_x, NH₃, HCl, HF)
- eutrophication (NO, NO₂, NO_x, NH_x, N, P_xO_y, DOC)
- chaleur
- odeur
- bruit
- épuisement des ressources biologiques
- épuisement des ressources non biologiques

Cette classification délimite des grandes catégories de pollution ou d'impacts. Elle ne vise pas à déterminer des choix de politique, mais à faciliter l'évaluation des impacts. Il faut noter que les méthodes de mesure des impacts des différents polluants, au sein de chaque catégorie et entre catégories différentes, sont sujettes à de vives controverses. De ce fait, les organismes de normalisation des ACV ont tendance à limiter leurs recommandations à la phase d'inventaire. S'agissant des méthodes de classification et de mesure des impacts, ces organismes invitent à les considérer avec prudence (AFNOR, 1994).



B.2 Analyse

La phase d'analyse consiste à étudier séparément les deux grands attributs du risque, l'exposition et l'effet. L'étude porte également sur la relation entre l'exposition et l'effet et sur les caractéristiques pertinentes des écosystèmes, de façon à ce que le résultat de l'analyse puisse servir, dans la phase suivante, à l'estimation du risque.

B.2.1 Caractérisation de l'exposition

La caractérisation de l'exposition décrit le contact, réel ou potentiel, d'un polluant avec un récepteur écologique. Cette description se fait à l'aide de mesures portant sur les caractéristiques de l'exposition, des écosystèmes et du récepteur. Les mesures sont utilisées pour analyser les sources de pollution, leur distribution dans l'environnement, ainsi que les modes de contact ou de co-occurrence⁽⁸³⁾. Cette analyse doit permettre d'identifier le récepteur, de décrire le trajet de la pollution de la source vers celui-ci, et de décrire l'intensité et la distribution spatiale et temporelle du contact ou de la co-occurrence. On doit également décrire l'impact de la variabilité et de l'incertitude sur les estimations de l'exposition et proposer une conclusion sur la réalité du danger.

Le résultat de l'analyse de l'exposition est destiné à être combiné avec celui des effets pour permettre une estimation du risque. Pour ce faire, les conditions d'exposition en termes d'intensité, d'espace et de temps devront être exprimées dans des unités de mesure permettant la combinaison avec l'analyse des effets.

B.2.2 Caractérisation des effets écologiques

La caractérisation des effets écologiques consiste à décrire les effets provoqués par la pollution et à les relier au sujet écologique. Pour ce faire, il faut, entre autres, préciser :

- la nature des entités écologiques affectées ;
- la nature et l'intensité des effets ;
- la distribution spatiale et temporelle des effets, cette dernière allant de la seconde (photosynthèse) à plusieurs siècles (effet de serre) ;
- le cas échéant, la durée de rétablissement de l'entité écologique ;
- l'incertitude sur les données.

La description porte généralement aussi sur la forme des courbes de réponse. Cela permet de déterminer s'il existe ou non des effets de seuil critique. Cela permet aussi de déceler l'effet de risques incrémentaux, en particulier, dans le domaine de la santé humaine, lorsqu'on cherche à déterminer les seuils en dessous duquel il n'y a pas d'effet observable.

Souvent, les courbes de réponse sont construites sous la forme de fonctions monovariées de l'intensité du polluant. On peut cependant également utiliser le temps et l'espace comme variables. Par exemple, pour les polluants

(83) Un dommage environnemental peut être provoqué, sans qu'il y ait contact physique entre le polluant et le récepteur écologique. Par exemple, certains oiseaux utilisent les barrières de sables des rivières comme aires de repos, en préférant les endroits où la vue est dégagée. La construction d'un pont risque de perturber leur circuit de migration, sans qu'il y ait contact avec les oiseaux.

chimiques, les niveaux d'effets médians⁽⁸⁴⁾ (LC50, LD50, EC50, ED50) sont toujours associés à un paramètre temporel (ex : 24 heures), car les effets dépendent de la durée de l'exposition. Le timing de l'exposition peut aussi compter. Par exemple, le timing d'une pollution par l'humidité est critique pour déterminer son effet sur la germination des semences. La dimension spatiale, quant à elle, entre souvent en ligne de compte dans les phénomènes de pollutions physiques.

B.3 Caractérisation du risque

La caractérisation du risque est la phase finale de l'évaluation. Elle doit permettre une clarification des relations entre la pollution, ses effets et le sujet écologique. Il en résulte une appréciation du danger et de la gravité des effets réels ou anticipés. La phase de caractérisation du risque se déroule en deux temps.

Dans un premier temps, les résultats de la phase d'analyse sont utilisés pour estimer le risque auquel sont exposées les entités écologiques définies lors de la formulation du problème. Dans un second temps, une description de l'estimation du risque est produite à l'intention des décideurs. Cette description consiste en une interprétation critique des résultats de l'estimation. Elle doit proposer une appréciation de la gravité des effets réels ou potentiels et préciser les limites de l'étude en des termes qui permettent la prise de décision.

(84) Il s'agit de niveaux de concentrations dans l'eau ou l'alimentation (LC50, EC) ou de doses, exprimées en mg/kg, (LD50, ED50), estimés statistiquement, qui sont susceptibles d'être mortels (LC50, LD50) ou provoquer un effet autre que la mort (EC50, ED50), pour 50% d'un groupe d'organismes, pour des conditions normalisés.

ANNEXE C.
BIBLIOGRAPHIE

- Allemand S., 1999, " Développement durable et sciences sociales ", Sciences Humaines N°92, mars.
- AFNOR, 1994, X 30-300, Analyse du cycle de vie- Définition, déontologie et méthodologie, mars.
- Arrow K., Fisher A., 1974, Environmental preservation, uncertainty and irreversibility, Quarterly Journal of Economics, 88 : 312-319.
- Barde J.P., 1991, Economie et politique de l'environnement, deuxième édition, Presses Universitaires de France.
- Bontems P. et Rotillon G., 1998, Economie de l'environnement, Editions La Découverte, 1998.
- Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (CMED), 1988, Notre avenir à tous, Montréal, Editions du Fleuve.
- Carraro C., Lévêque F., 1999, Voluntary Approaches in Environmental Policy, Kluwer Academic Publishers.
- CML (1992), Environmental life cycle assessment of products- Guide LCA, octobre.
- Cohen M.A., 1999, " Monitoring and Enforcement of Environmental Policy ", International Yearbook of Environmental and Resource Economics, Volume III, edited by Tom Tientenberg and Henk Folmer, Edward Elgar Publishers.
- Commissariat Général du Plan (1997), Evaluation du dispositif des Agences de l'Eau.
- Dasgupta, A. K., Pearce D. W., 1972, Cost-Benefit Analysis : Theory and Practice, The Macmillan Press LTD.
- Environnement Canada et Santé Canada, 1994, Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Phtalate de bis(2-éthylhexyle), Liste des substances d'intérêt prioritaire – Rapport d'évaluation, Ottawa.
- EPA, 1998, Guidelines for Ecological Risk Assessment, avril.
- Etudes des agences de l'eau, 1999, Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau des cours d'eau-SEQ-Eau, N°64, janvier.
- GIEC, 1996, Le changement climatique – Dimensions économiques et sociales, La documentation Française.
- Glachant M., 1996, Efficacité des politiques environnementales et coûts d'information : une approche Coasienne, Thèse de doctorat d'économie industrielle, Ecole des Mines de Paris.
- Godard O., 1997a, " Le développement durable, nouveau référent ou nouvel objet pour la recherche scientifique ? ", Journées annuelles de Natures - Sciences – Sociétés, La notion de durabilité : quelles pistes pour la recherche ?, Paris, INRA, 11-12 décembre.
- Godard O., 1997b, Le principe de précaution dans la conduite des affaires humaines, Editions de la Maison des Sciences de l'Homme, Institut Nationale de la Recherche Agronomique.
- Goulder L. H., 1995, " Environmental Taxation and the Double Dividend : A Reader's Guide ", International Tax and Public Finance, 2 : 157-183, Kluwer Academic Publishers.
- Ha-Duong M., 1998, " Quasi-option value and climate policy choices ", Energy Economics, 20 (1998) 599-620.
- Hartemann, P., 1999, La précaution jusqu'où ?, Pour La Science, N° 263, septembre.
- Henry C. et Picard P., 1998, Développement durable, Majeure d'Eco-Science, Département de Sciences Economiques, Ecole Polytechnique.
- Henry C., 1994, Investment decision under uncertainty : the irreversibility effect, American Economic Review, 64 :1006-1012.
- Industrial Economics, Incorporated, 1993, " The benefits and Feasibility of Effluent Trading Between Point Sources : An analysis in Support of Clean Water Act Reauthorization ", Cambridge, Massachusetts; Industrial Economics, Incorporated.
- Institut de Veille Sanitaire (InVS), 1999, Surveillance épidémiologique Air & Santé – Surveillance des effets sur la santé liés à la pollution atmosphérique en milieu urbain, Rapport de l'étude, mars.
- IIASA, 1999a, A Model for Optimizing Strategies for Controlling Ground-Level Ozone in Europe.
- IIASA, 1999b, Further Analysis of scenario results obtained with the rains model, Interim Report to the Ministère de L'Aménagement du Territoire et de l'Environnement Direction de la prévention des Pollutions et des Risques, avril.

- IPCC, 1995, *Climate Change 1995, Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change : Scientific-Technical Analyses- Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press.
- Jaffe A. B, Peterson S. R, Portney P. R, 1995, " Environmental Regulation and the Competitiveness of U.S Manufacturing : What Does the Evidence Tell US ? ", *Journal of Economic Literature*, Vol. XXXIII, pp. 132-163, March.
- Jaffe A. and R. Stavins, 1994, " The energy-efficiency gap : What does it mean ?, *Energy Policy*, 22.
- Laffont J.J, 1991, *Economie de l'incertain et de l'information*, vol. 2, du Cours de Théorie Microéconomique, Economica.
- Layard R. et Glaeser S., 1994, *Cost-Benefit Analysis*, Cambridge University Press.
- Le Treut H., 1996, " Changement du Climat et Effet de Serre ", 12 Questions d'actualité sur l'Environnement, Ministère de l'Environnement, juin.
- Manne A., Richels R. G., 1992, *Buying Greenhouse Insurance – The Economics Costs of CO2 Emissions Limits*, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England.
- Mc Donnel et al., 1985, " Reproducibility of individual responses to ozone exposure ", *American Review of Respiratory Diseases* ; 131 :36-40.
- McLaughlin, S. B., Jr., and G. E. Taylor, Jr., 1985, " SO2 effects on dicot crops : Some issues, mechanisms, and indicators ". pp. 227-249. In W. E. Winner, H. A. Mooney, and R. A. Goldstein, eds. *Sulfur dioxide and vegetation*. Stanford University Press, Stanford, California.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1998, *Compte rendu de la Journée Pirée, " Réforme fiscale verte et instruments économiques pour une coopération internationale : Le contexte post Kyoto "*, Toulouse, le 13 mai.
- NTUA, 1997, " Evaluation of Policies and Measures and their Costs for the EU to meet the Kyoto Target of -15% CO2 Emissions ".
- OCDE, 1997a, *Evaluer les instruments économiques des politiques de l'environnement*.
- OCDE, 1997b, *Examen des performances environnementales- France*.
- Pearce D., Turner R. K, 1990, *Economics of Natural Ressources and the Environment*, p. 104-106, *Harvester Wheatsheaf*.
- Perroy, A., 1992, " Une grosse industrie et l'eau ", *La jaune et la rouge*, juin.
- Pizer W., 1997, *Prices vs. Quantities Revisited: The case of Climate Change*, discussion Paper 98-02, October.
- Roberts M., J., and Spence M., 1976, " Effluent Charges and Licences Under Uncertainty ", *Journal of Public Econ.*, Apr./May, 5(3)(4) pp. 193-208.
- Russell S. C., Harrington W. and Vaughan W. J., 1986, *Enforcing Pollution Control Laws, Ressources for the future*, Washington, D.C.
- Salanié B., 1998, *Microéconomie – Les défaillances du marché*, Economica.
- Samuelson P.A et Nordhaus W., 1995, *Macroéconomie*, Les éditions d'organisation, p. 1028.
- Santé Canada, 1998, *Evaluation du risque du phtalate de diisononyle dans les produits en vinyle pour les enfants, Rapport d'Enquête*, Division des produits de consommation, Bureau de la sécurité des produits, Direction de l'hygiène du milieu, Direction générale de la protection de la santé, Ottawa (Ontario), 14 novembre,.
- Santé Canada, 1996, *L'atmosphère et votre santé : Résumé de la recherche relative aux effets sur la santé de la pollution atmosphérique dans le bassin des grands lacs*, mars.
- Schlesinger, Richard B., 1992, *Nitrogen Oxides- Environmental Toxicants : Human Exposures and Their Health Effects*. Révisé par Morton Lipmann. New York : Van Nostrand Reinhold.
- Suter, Glenn W., 1993, *Ecological Risk Assessment*, p. 28, Lewis Publishers, Michigan.
- Swedish Waste Research Council, 1993, *The EPS Enviro-Accounting Method, An Application of Environmental Accounting Principles for Evaluation and Valuation of Environmental Impact in Product Design*, May.
- Tietenberg T. H., 1990, " Economic Instruments for Environmental Regulation ", *Oxford Review of Economic Policy*, vol 6, n°1, p 24.
- Treich N., 1997, " Vers une théorie économique de la précaution ? ", *Risques*, 32.
- Weitzman, M. L., 1974, " Prices vs. quantities, *Review of Economic Studies* 41 (4), 477-491.





DESCRIPTION

DETAILLÉE

DES

EFFETS

SUR

LA

COMPÉTITIVITÉ



REMERCIEMENTS

Le groupe Instruments Environnementaux et Compétitivité était composé des personnes suivantes (leurs titres indiqués ici sont ceux qu'elles avaient au moment de cette étude).

Président

- M. Jean-Pierre TARDIEU, Directeur de l'Environnement – Vivendi

Auteur et rapporteur

Nous remercions plus particulièrement

- M. Pierre-Noël GIRAUD, Economiste CERNA
Ecole Nationale des Mines de Paris
auteur du paragraphe 2

et

- M. Philippe QUIRION, Economiste - CIRED
rapporteur du groupe de travail.

Membres

- Mme Anne COLMET DAAGE, Avocat - Arthur Andersen Legal
- M. Marc DARRAS, Environnement et Réglementation - Gaz de France
- M. Frédéric GHERSI, Chercheur - CIRED
- M. Olivier GODARD, Directeur de Recherche au CNRS – Ecole Polytechnique
- M. André GROSMAITRE, Directeur Hygiène Sécurité Environnement - Atofina
- M. Jean-Charles HOURCADE, Directeur - CIRED
- M. Jacques LEFLON, Directeur des Affaires Internationales - Péchiney
- Mme Katrin MILLOCK, Economiste - CIRED
- M. Guy VIDAL, Conseiller du Président de Vivendi

INTRODUCTION

Ce rapport vise à clarifier l'effet des principaux instruments des politiques environnementales sur le profit et la valeur des firmes auxquelles ces instruments s'appliquent (les "firmes régulées" dans la suite du texte). Nous étudions ainsi l'effet de différents types de réglementations, taxes, subventions et permis négociables (cf. la liste dans l'encadré 1, ci-dessous). Pour ce faire, nous privilégions l'emploi de graphiques, en partant d'un cadre analytique d'abord très simple, puis progressivement enrichi pour prendre en compte un nombre croissant d'effets économiques et d'instruments.

Ainsi, nous prenons en compte les cas suivants :

- L'instrument peut concerner tout ou partie des firmes opérant dans la branche considérée.
- Les firmes régulées peuvent produire des biens différenciés ou identiques.
- L'instrument peut comporter des transferts financiers directs depuis ou vers l'État (taxes, subventions...) ou non (permis négociables distribués gratuitement). Nous pouvons, de la même manière, analyser des transferts financiers directs depuis ou bien vers des entreprises d'autres secteurs, qui peuvent se produire en cas de permis négociables couvrant plusieurs secteurs.
- Les émissions polluantes peuvent être intrinsèquement liées à la production du bien considéré, ou il peut exister, au contraire, des possibilités de réduire les émissions pour une production donnée – ce que nous appelons "réductions unitaires".
- L'État peut souffrir ou non d'une incertitude sur le coût des réductions des émissions par les firmes.
- Ces coûts peuvent être, ou non, parfaitement connus des actionnaires.

Pour des raisons de clarté et de rigueur, nous travaillons à l'intérieur de certaines limites. En particulier :

- On suppose que les firmes maximisent leur profit, indépendamment de toute autre considération.
- On néglige les phénomènes de pouvoir de marché⁽¹⁾ des firmes sur le marché des permis, c'est-à-dire la possibilité pour elles d'influencer le prix des permis par leurs achats ou leurs ventes de permis.
- On ne prend pas en compte la possibilité que certaines mesures d'économie d'énergie soient rentables indépendamment des instruments (le "potentiel sans regret").
- On n'analyse pas l'effet de certains instruments comme les labels ou la certification, car leur effet théorique est beaucoup plus complexe.

La plupart des analyses présentées ici existent déjà dans la littérature, mais de manière dispersée. En présentant dix instruments dans un même cadre et en modifiant les hypothèses une à une, ce rapport permet de distinguer les effets propres à chaque instrument et à chaque hypothèse.

(1) ations dans l'eau ou l'alimentation (LC50, EC) ou de doses, exprimées en mg/kg, (LD50, ED50), estimés statistiquement, qui sont susceptibles d'être mortels (LC50, LD50) ou provoquer un effet autre que la mort (EC50, ED50), pour 50% d'un groupe d'organismes, pour des conditions normalisé

Nous avons retenu le plan suivant.

Le premier chapitre se focalise sur l'effet des différents instruments sur le profit des firmes régulées. A partir d'une situation à dessein irréaliste mais pédagogiquement intéressante (une seule firme, pas de transfert financier direct entre l'État et les firmes, pas de réduction des émissions unitaires, pas d'incertitude, de la part de l'État, sur le coût global de la réduction des émissions), il aboutit à des situations plus réalistes en levant progressivement chacune de ces quatre hypothèses.

Le second chapitre montre comment ces variations du profit influent sur les cours de bourse et, dans certains cas, sur le coût du capital de ces firmes.

Encadré 1. Liste des instruments étudiés

- limitation non négociable des émissions de la firme
- permis d'émissions négociables attribués gratuitement aux seules firmes régulées, exprimés en émissions absolues
- combinaison taxe-subsidation absolue, c'est-à-dire combinaison de la limitation absolue des émissions avec une taxe, si la firme dépasse un niveau d'émission de référence, et une subvention si elle fait mieux
- permis vendus aux enchères
- taxe sur toutes les émissions
- achat de réductions d'émissions par l'État, par des enchères inversées
- subvention pour les réductions d'émissions au-delà d'une référence exogène
- limitation des émissions par unité de bien produit
- permis d'émissions négociables spécifiques
- combinaison taxe-subsidation spécifique

1. L'EFFET DES INSTRUMENTS SUR LE PROFIT POUR LES FIRMES RÉGULÉES – UN RAPPEL DES LEÇONS DE LA THÉORIE ÉCONOMIQUE

1.1. UNE SEULE FIRME RÉGULÉE, PAS DE POSSIBILITÉ DE RÉDUCTION UNITAIRE DES ÉMISSIONS, NI DE TRANSFERT FINANCIER ENTRE ÉTAT ET ENTREPRISES

Ce cas simple, dont l'intérêt est avant tout pédagogique, retient trois hypothèses essentielles qui seront levées progressivement, et qui nécessitent quelques explications :

- Une seule firme régulée. Cela ne signifie pas que la firme n'ait pas de concurrents, mais que ceux-ci ne sont pas soumis au même instrument qu'elle – par exemple parce qu'ils sont situés dans des pays non couverts par l'instrument. Pourrait se rapprocher de ce cas de figure, un instrument appliqué uniquement en France pour réduire les émissions des secteurs de l'acier (Arcelor) ou de l'aluminium (Pechiney).
- Pas de transfert financier direct dans le sens où on exclut pour l'instant les instruments qui se traduisent par des versements d'argent depuis ou vers l'État (taxes, subventions, permis aux enchères...) ainsi que depuis ou vers d'autres firmes (ce qui peut être entraîné par des permis négociables couvrant plusieurs secteurs).
- Pas de possibilité de réduction unitaire des émissions. Cela signifie qu'il n'est pas – dans les conditions techniques et économiques du moment – possible de réduire les émissions par unité de bien vendu par la firme. Le seul moyen de réduire les émissions est alors de diminuer la quantité de bien produite. Ce cas est relativement rare mais pas inexistant. Ainsi, dans le cas d'une réduction des émissions de CO₂ en amont, c'est-à-dire au stade des importateurs et producteurs d'énergies fossiles, ces firmes n'auraient d'autres choix que de réduire les quantités vendues en France.

Un seul instrument est alors envisageable⁽²⁾ :

- *limitation non négociable des émissions de la firme*. Du fait de la troisième hypothèse ci-dessus, cela revient à une limitation de la production.

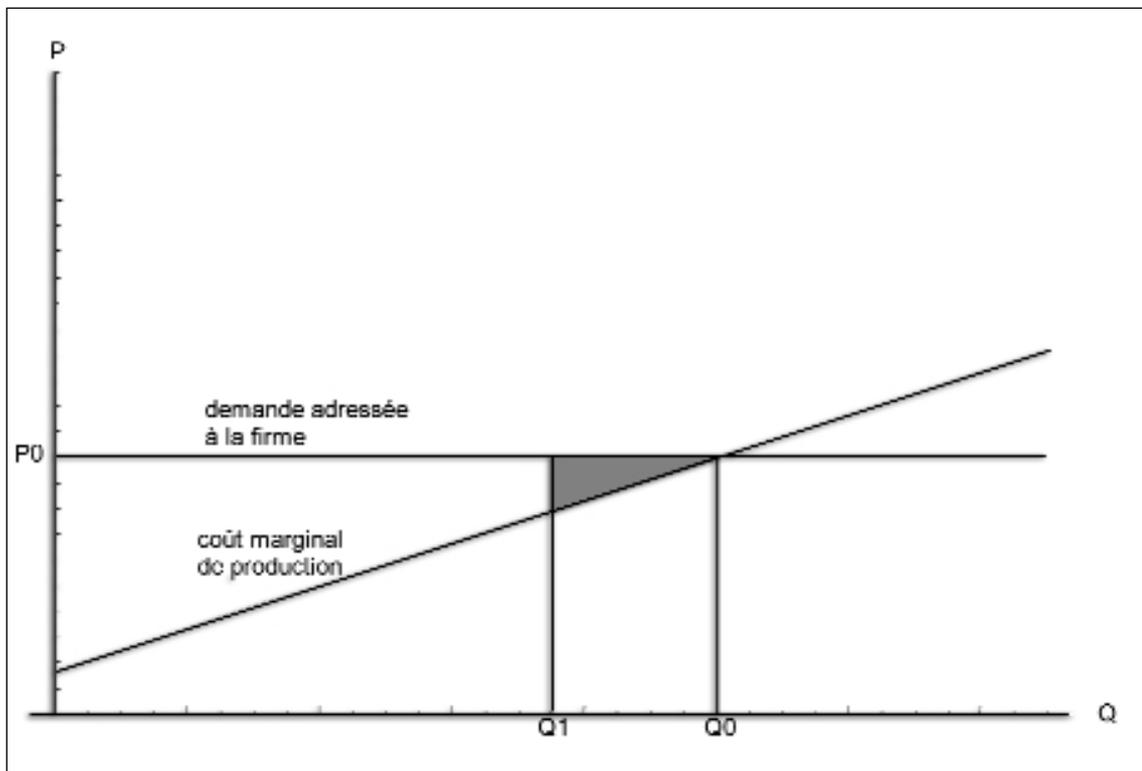
Cette limitation des émissions réduit forcément le profit, donc la valeur, de la firme régulée. Les schémas 1 et 2 ci-dessous illustrent cette perte de profit, le premier pour une firme en concurrence parfaite, le second pour une firme qui dispose d'un pouvoir de marché.

(2) La numérotation des instruments, de a à j, renvoie à la liste présentée ci-avant dans le tableau 1.

Dans le premier cas (schéma 1), le prix P_0 s'impose à la firme, par exemple parce qu'il est déterminé sur un marché mondial où elle ne pèse que d'un poids minime. Avant l'introduction de l'instrument, elle produit une quantité Q_0 , déterminé par l'intersection de sa courbe de coût marginal et du prix P_0 . Notons qu'en concurrence parfaite, le coût marginal est forcément croissant, ou (cas limite) constant, sans quoi il n'y aurait pas d'équilibre, la firme ayant intérêt à produire une quantité infinie.

Face à une réglementation qui lui impose de produire au maximum une quantité Q_1 , la firme continue à vendre au prix P_0 , d'où une perte de profit correspondant au triangle hachuré sur le schéma.

Schéma 1. *Effet d'une limitation des émissions appliquée à une firme isolée en concurrence parfaite*

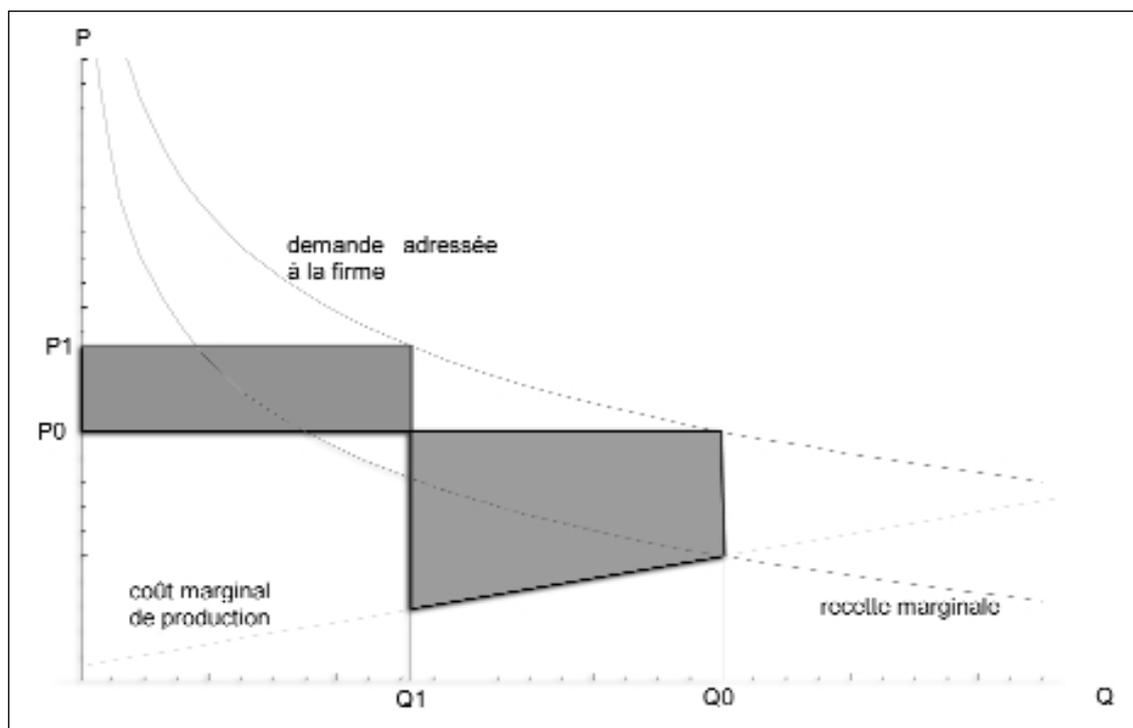


Le schéma 2 illustre le cas d'une firme qui dispose d'un pouvoir de marché sur le marché des produits, c'est-à-dire de la capacité de choisir, jusqu'à un certain point, son prix de vente. Plus précisément, elle peut décider de vendre une plus grande quantité à un prix plus faible, ou une quantité plus faible à un prix plus élevé. En d'autres termes, elle fait face à une courbe de demande décroissante. La variable économique qui mesure ce pouvoir de marché s'appelle l'élasticité-prix de la demande adressée à la firme : c'est le pourcentage de variation de la quantité vendue entraînée par une hausse du prix de 1 %. Cette variable est infinie dans le cas de la concurrence parfaite ; elle est égale à - 10 sur le schéma 2, c'est-à-dire qu'une hausse de 1 % du prix entraîne une baisse de 10 % de la quantité vendue.

Une firme qui bénéficie d'un pouvoir de marché ne tarifie pas au coût marginal, contrairement à celle qui se trouve en concurrence parfaite, mais choisit le couple (prix, quantité) qui égalise son coût marginal et sa recette marginale, c'est-à-dire le gain apporté par une unité vendue supplémentaire. Par conséquent, elle fixe son prix en ajoutant à son coût marginal de production un taux de marge d'autant plus important que sa demande est inélastique.

Le schéma 2 illustre ce comportement : la firme vend la quantité Q_0 qui égalise son coût marginal et sa recette marginale. Comme chaque unité vendue supplémentaire fait baisser le prix, cette courbe de recette marginale est en dessous de la courbe de demande. Le prix P_0 est alors déterminé par cette quantité Q_0 et la courbe de demande. Notons qu'un tel schéma, contrairement au précédent, est compatible avec un coût marginal décroissant : même dans ce cas, la firme n'a pas intérêt à produire une quantité infinie, si la recette marginale décroît plus vite que le coût marginal. Néanmoins, nous avons conservé l'hypothèse de coût marginal croissant dans le schéma 2.

Schéma 2. Effet d'une limitation des émissions appliquée à une firme isolée qui dispose d'un pouvoir de marché



Si la firme est maintenant contrainte de limiter sa production au niveau Q_1 , elle va fixer son prix au point correspondant sur sa courbe de demande, P_1 . D'où, pour la firme, un gain entraîné par le prix plus élevé (le rectangle hachuré) et une perte (le trapèze hachuré) dû à la baisse de la quantité vendue. L'effet net est toujours négatif, comme un raisonnement par l'absurde le démontre : s'il était profitable pour la firme de se positionner en (P_1, Q_1) , elle aurait pu le faire sans attendre la réglementation.

1.2. *PLUSIEURS FIRMES RÉGULÉES, PAS DE POSSIBILITÉ DE RÉDUCTION UNITAIRE DES ÉMISSIONS, NI DE TRANSFERT FINANCIER DIRECT (SAUF ENTRE LES FIRMES RÉGULÉES), PAS D'INCERTITUDE*

On considère maintenant que plusieurs firmes sont couvertes par l'instrument – étant entendu que certains concurrents étrangers peuvent toujours ne pas l'être, de même que certaines firmes qui produisent des substituts plus ou moins proches.

Il en découle deux différences essentielles par rapport à la situation précédente. D'une part, on peut maintenant étudier deux autres instruments :

- permis d'émissions négociables attribués gratuitement aux seules firmes régulées, exprimés en émissions absolues. Dans beaucoup de systèmes de permis négociables existants, les permis sont attribués en fonction des émissions passées des firmes,
- combinaison taxe-subsidation absolue, c'est-à-dire combinaison de la limitation absolue des émissions avec une taxe, si la firme dépasse un niveau d'émission de référence, et une subvention si elle fait mieux. Pour respecter l'hypothèse d'absence de transfert direct, nous considérons que le montant des recettes des taxes est égal à celui des sommes distribuées comme subventions, grâce à un ajustement ex post.

Ces instruments sont préférables aux précédents si l'État ne connaît pas les courbes de coût marginal de réduction des émissions pour chacune des firmes. En effet, il ne pourra alors pas fixer les différents objectifs de réduction individuels aux niveaux qui minimisent le coût global pour une réduction donnée, ce qui impose d'égaliser les coûts marginaux de réduction des différentes firmes. Les instruments b et c permettent d'assurer cette égalisation, contrairement à l'instrument a (objectifs de réduction non négociables)⁽³⁾. Aussi, pour un même objectif global, le coût total pour les firmes est plus faible avec ces deux derniers instruments.

Précisons que pour l'instant, nous considérons que l'État connaît en revanche la courbe de coût marginal des réductions pour l'ensemble des firmes. Cette hypothèse sera levée au paragraphe 1.5.

Dans tout le rapport, nous supposons que les permis de l'instrument b sont attribués aux seules firmes existantes et que, de manière symétrique, il en est de même pour les subventions de l'instrument c. Dans le cas contraire, ces instruments pourraient amener de nouvelles firmes à entrer sur le marché, ce qui rendrait l'analyse plus complexe.

(3) En tout cas si les coûts de transaction sont suffisamment faibles (Cf. Stavins, 1995, pour une analyse de ce qui se passe dans le cas contraire).

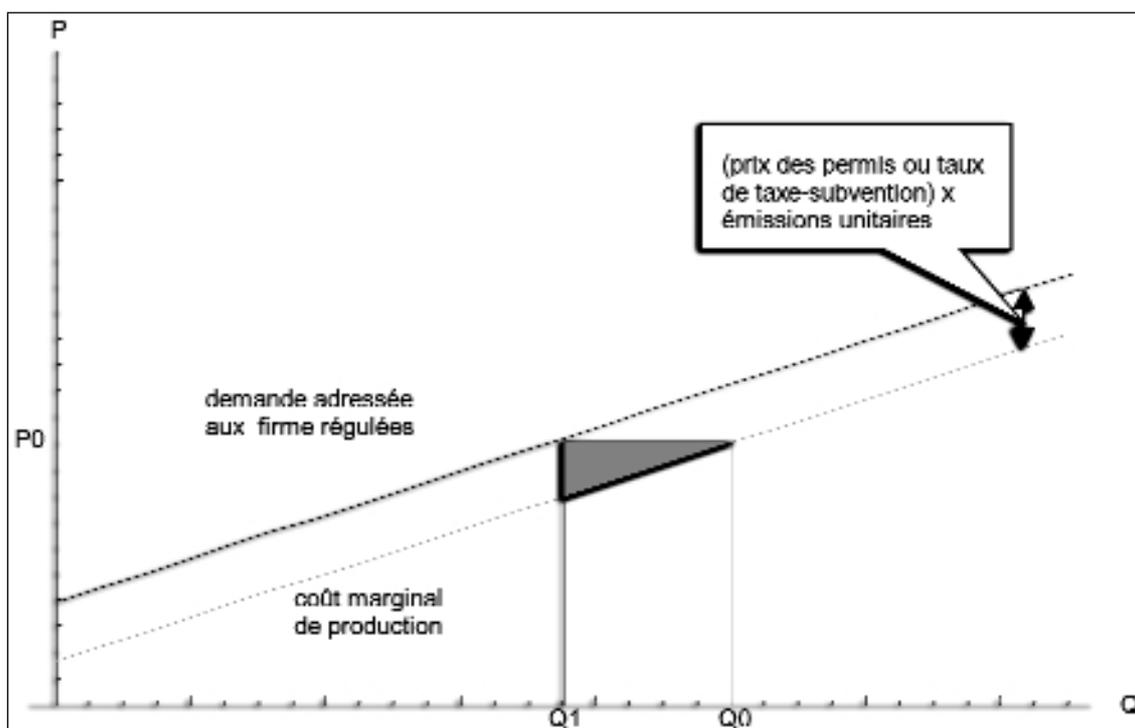
Il convient maintenant de distinguer deux courbes de demande : celle adressée à une firme en particulier et celle adressée à l'ensemble des firmes régulées. Il est courant en effet que, bien qu'une firme individuelle n'ait pas, ou peu, de pouvoir de marché, l'ensemble des firmes régulées ait collectivement une influence sur le prix. Deux cas doivent dès lors être analysés :

- celui où l'élasticité-prix des courbes de demande individuelle et globale est la même, en particulier parce que le prix est déterminé sur un marché mondial où l'ensemble des firmes régulées ne pèse que d'un poids minime ;
- celui où chaque firme, individuellement, a moins de pouvoir de marché que l'ensemble des firmes régulées.

Dans le premier cas, l'introduction d'une limitation non négociable des émissions (instrument a) est à nouveau illustrée par le schéma 1.

Le schéma 3 ci-dessous illustre l'introduction des permis négociables (instrument b) ou de la combinaison taxe-subsidation (instrument c) dans ce premier cas de figure, pour l'ensemble des firmes du secteur. Avant l'introduction de l'instrument, les firmes produisent une quantité Q_0 au prix P_0 , qui s'impose à elles. Dans le cas de l'instrument b, des permis d'émissions sont alors exigés, et distribués gratuitement en quantité Q_1 . Dans le cas de l'instrument c, une combinaison taxe-subsidation est mise en place ; notre hypothèse d'absence de transfert implique que la somme des niveaux de référence soit égale à la quantité Q_1 .

Schéma 3. *Effet de permis distribués gratuitement ou d'une taxe-subsidation appliqués à des*



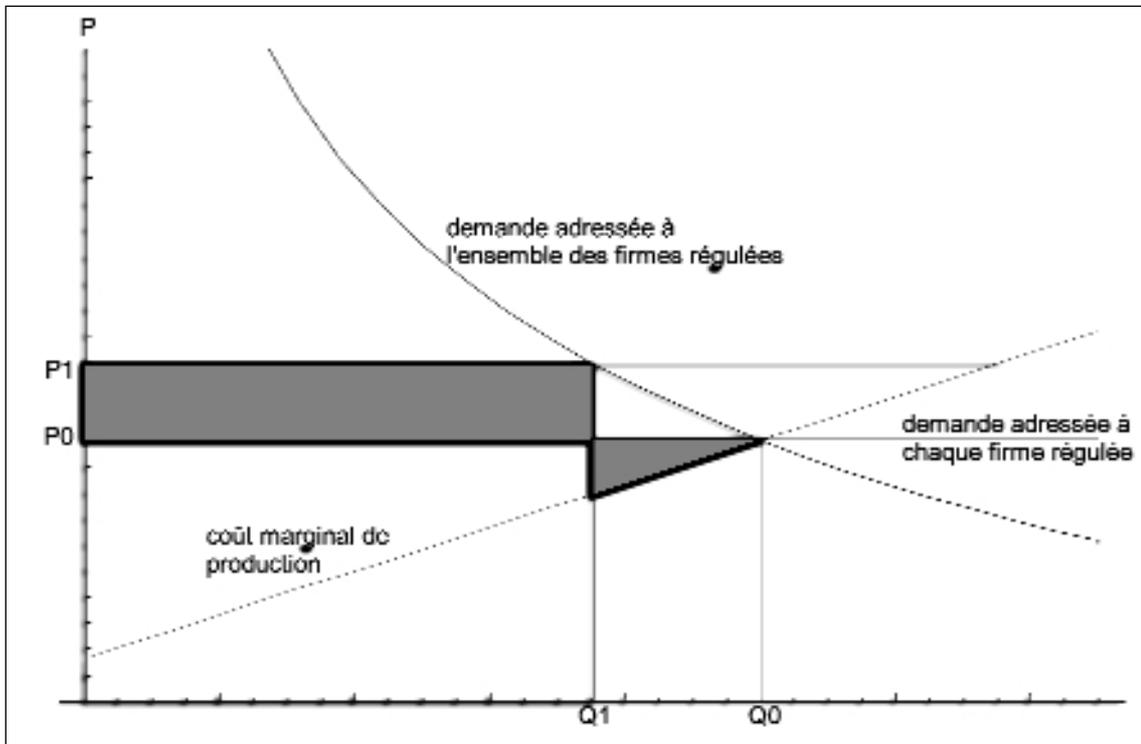
firmes qui n'ont pas, individuellement ou collectivement, de pouvoir de marché

Pour fixer son prix de vente, la firme en concurrence parfaite se contente d'ajouter à son coût marginal le prix des permis ou le taux de taxe/subsidation, multiplié par les émissions unitaires, ce qui la conduit à réduire sa production jusqu'en Q_1 .

Étudions maintenant le cas où chaque firme, individuellement, a moins de pouvoir de marché que l'ensemble des firmes régulées. Suite à l'introduction des instruments a, b ou c, la production du bien régulé diminue, donc son prix augmente puisque les firmes régulées, dans leur ensemble, font face à une courbe de demande décroissante. En d'autres termes, il se crée une rente de rareté appropriée par les firmes régulées.

Le schéma 4 ci-dessous illustre ce cas de figure, pour une limitation non négociable des émissions (instrument a). Les firmes y sont en concurrence parfaite mais font, dans leur ensemble, face à une courbe de demande décroissante. La perte de profit due à la baisse de la production est représentée par le triangle hachuré, le gain apporté par le prix plus élevé, par le rectangle hachuré.

Schéma 4. *Effet d'une limitation des émissions appliquée à des firmes qui ont un pouvoir de marché collectivement, mais pas individuellement*

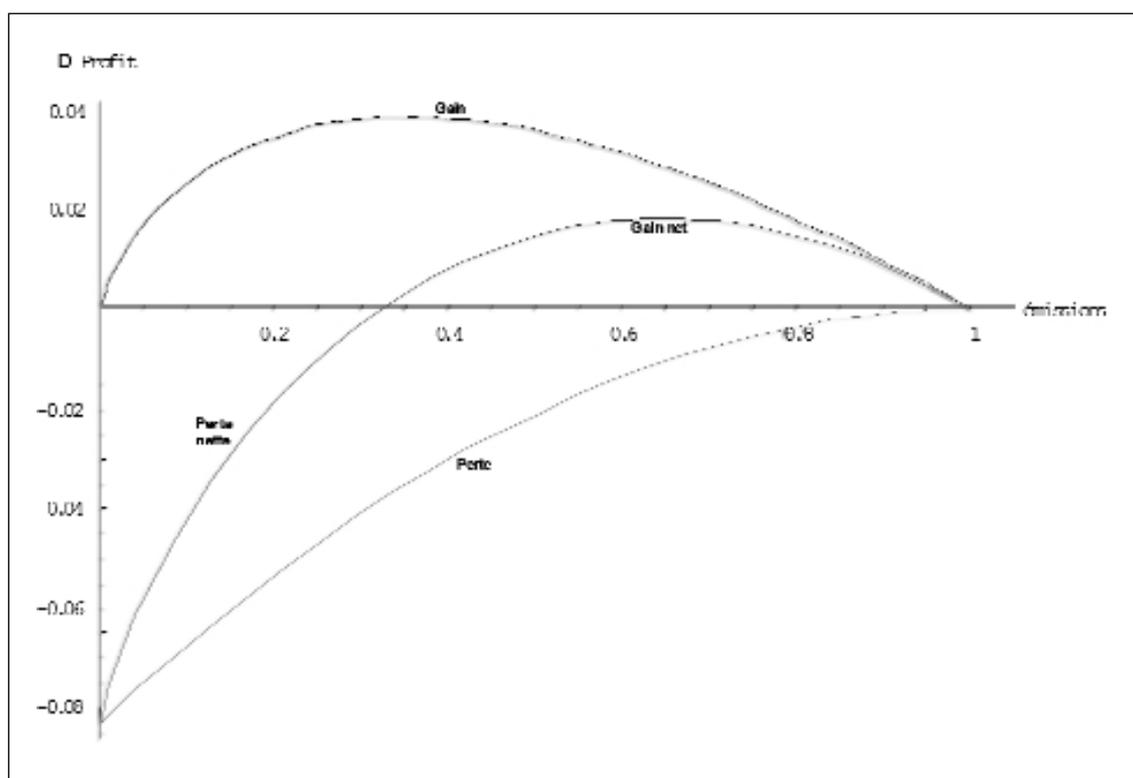


Le cas des permis gratuits ou de la taxe-subsidation peut être représenté par le même schéma, en ajoutant simplement la courbe de coût marginal (y compris le coût de l'émission unitaire marginale) qui passe par l'intersection de P1 et de la courbe de demande globale. La distance verticale entre cette droite et celle de coût marginal est égale au prix des permis ou au taux de la taxe-subsidation multiplié par les émissions unitaires (tout comme dans le schéma 3).

L'effet net sur le profit de la réduction des émissions est toujours positif pour une limitation de la production suffisamment petite, et négatif pour une réduction suffisamment grande.

Le schéma 5 ci-dessous indique, en fonction de des émissions après application de l'instrument (Q_1), la baisse de profit due à la production perdue (courbe du bas), le gain de profit dû à l'effet rente (courbe du haut) et l'effet net (courbe du milieu). Les hypothèses du schéma 4 sont conservées : firmes en concurrence parfaite, coût marginal croissant, élasticité-prix de la demande de - 10. L'échelle des abscisses est normalisée de sorte que la production initiale (Q_0) soit égale à 1. Le point à partir duquel l'effet négatif surpasse l'effet positif dépend bien sûr des paramètres, mais la forme des courbes reste toujours la même.

Schéma 5. *Variation du profit en fonction de la limitation des émissions appliquée à des firmes qui ont un pouvoir de marché collectivement, mais pas individuellement*



Un effet positif de l'introduction de ces instruments sur le profit des firmes régulées n'est pas du tout invraisemblable. Il est même probable si tout ou partie des conditions suivantes sont réunies :

- la réduction des émissions est faible en pourcentage des émissions initiales;
- les firmes sont en situation concurrentielle, c'est-à-dire qu'elles ont individuellement peu de pouvoir de marché ;
- le bien régulé n'a pas de substitut proche auquel l'instrument n'est pas appliqué ;
- l'instrument couvre une proportion importante des producteurs qui vendent sur le marché considéré, par exemple parce que la couverture géographique de l'instrument est élevée, parce que les coûts de transport sont importants, ce qui réduit l'intensité de la concurrence étrangère, ou encore parce que l'instrument vise les biens de consommation⁽⁴⁾, non les unités de production.

(4) A l'image de la contribution d'Eco-emballages, qui s'applique aux produits commercialisés en France quelle que soit leur provenance.

On doit noter que la rente est prélevée au détriment des consommateurs, qui voient le prix du bien augmenter plus que le coût marginal de production.

Plusieurs travaux appliqués ont fait apparaître un effet positif, sur le profit des firmes régulées, d'une limitation des émissions de CO₂. En particulier, Bovenberg et Goulder (2000), ainsi que le Congressional Budget Office (2000) des États-Unis, ont calculé l'effet d'une limitation des émissions de CO₂ sur le profit des firmes du secteur des énergies fossiles aux États-Unis. Il s'agit d'une limitation en amont, c'est-à-dire au stade des importateurs et producteurs d'énergies fossiles. Il s'avère que, selon ces deux études, une telle politique aurait un effet largement positif sur le profit de ces firmes, de par cet effet "rente". Burtraw et al. (2001), quant à eux, ont évalué l'effet d'une limitation des émissions de CO₂ de 6 % par des permis distribués en grandfathering, au niveau du secteur électrique aux États-Unis. Cette analyse, menée à l'aide d'un modèle d'équilibre partiel du secteur électrique américain, conclut, elle aussi, qu'une telle politique accroît le profit des firmes régulées. Plus précisément, le profit des producteurs d'électricité croît de 5 milliards de dollars.

1.3. INTRODUCTION DE TRANSFERTS FINANCIERS DIRECTS ENTRE LES FIRMES RÉGULÉES ET D'AUTRES ACTEURS

Nous levons ici la seconde hypothèse introduite au début du paragraphe 1.1. Ces transferts peuvent s'opérer :

- vers l'État en cas de taxe ou si les permis négociables sont vendus aux enchères ;
- depuis l'État en cas de subvention, ou de financement de réductions d'émissions par l'État, par des enchères inversées. L'Allemagne, le Danemark, l'Espagne et maintenant la France subventionnent ainsi le développement de l'électricité éolienne par un prix d'achat garanti, tandis que le Royaume-Uni et l'Irlande ont retenu une procédure d'enchères inversées (Menanteau et al. 2001). Autre exemple, le Royaume-Uni va lancer en février 2002 une procédure d'enchères inversées de ce type pour des réductions de CO₂ ;
- depuis ou vers des firmes d'autres secteurs, en cas de permis d'émission échangeables entre plusieurs secteurs, si les firmes régulées dans le secteur considéré sont des vendeuses nettes ou des acheteuses nettes de permis. Il peut en être de même avec une combinaison taxe-subvention couvrant plusieurs secteurs.

Nous avons donc quatre nouveaux instruments, deux de type "prix" et deux de type "quantité" :

- Permis vendus aux enchères,
- Taxe sur toutes les émissions,
- Achat de réductions d'émissions par l'État, par des enchères inversées,
- Subvention pour les réductions d'émissions au-delà d'une référence exogène.

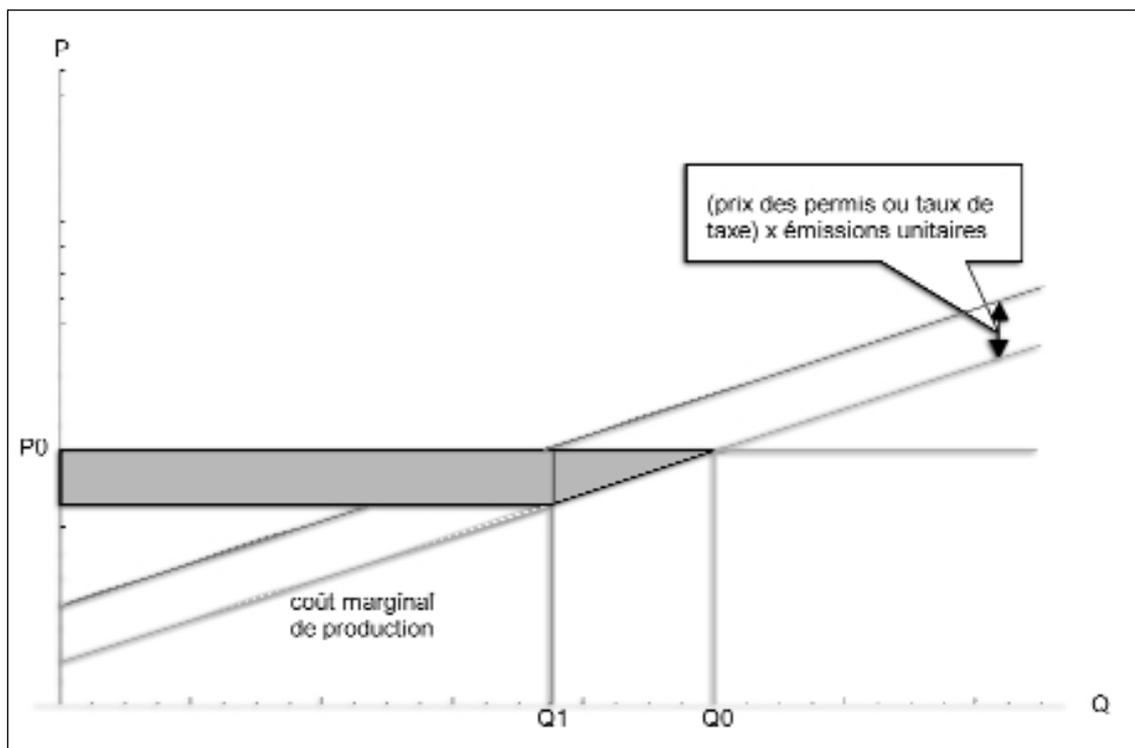
Comme pour les instruments b et c, nous supposons que les achats de réduction et les subventions ne peuvent être attribués qu'aux firmes existantes. Dans le cas contraire, ces instruments pourraient amener de nouvelles firmes à entrer sur le marché, ce qui rendrait l'analyse plus complexe. Nos conclusions ne peuvent donc pas s'appliquer directement aux instruments de développement de l'énergie éolienne mentionnés ci-dessus.

Les instruments d et e se traduisent forcément par une baisse du profit des firmes régulées, les instruments f et par une hausse de celui-ci. Étudions d'abord le cas où les firmes régulées n'ont pas, même collectivement, de pouvoir de marché, puis celui où elles ont un tel pouvoir collectivement mais non individuellement.

1.3.1. Cas où les firmes n'ont pas, individuellement ou collectivement, de pouvoir de marché

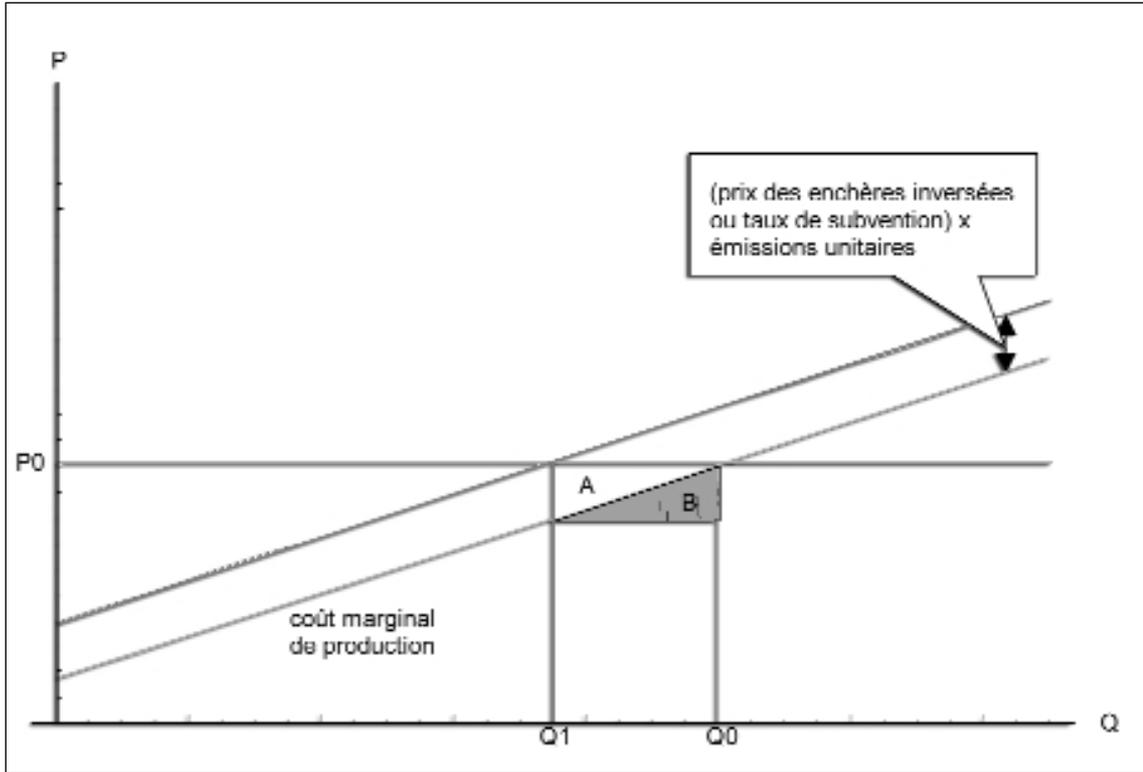
Le schéma 6 ci-dessous illustre l'application de ces instruments d et e à une ou des firmes en concurrence parfaite et qui n'ont pas, même collectivement, de pouvoir de marché ; la zone hachurée représente la perte de profit, qui est due pour une part à la baisse de la production (le triangle), pour l'autre au paiement de la taxe ou des permis (le rectangle).

Schéma 6. Effet de permis aux enchères ou d'une taxe appliqués à des firmes qui n'ont pas, individuellement ou collectivement, de pouvoir de marché



Le schéma 7 ci-dessous illustre l'application des instruments f et g à des firmes qui n'ont pas, individuellement ou collectivement, de pouvoir de marché ; la zone hachurée représente le gain de profit, égal à la différence entre les sommes reçues (le rectangle A+B) et la perte due à la baisse de la production (le triangle A).

Schéma 7. Effet d'une subvention ou d'enchères inversées appliquées à des firmes qui n'ont pas, individuellement ou collectivement, de pouvoir de marché

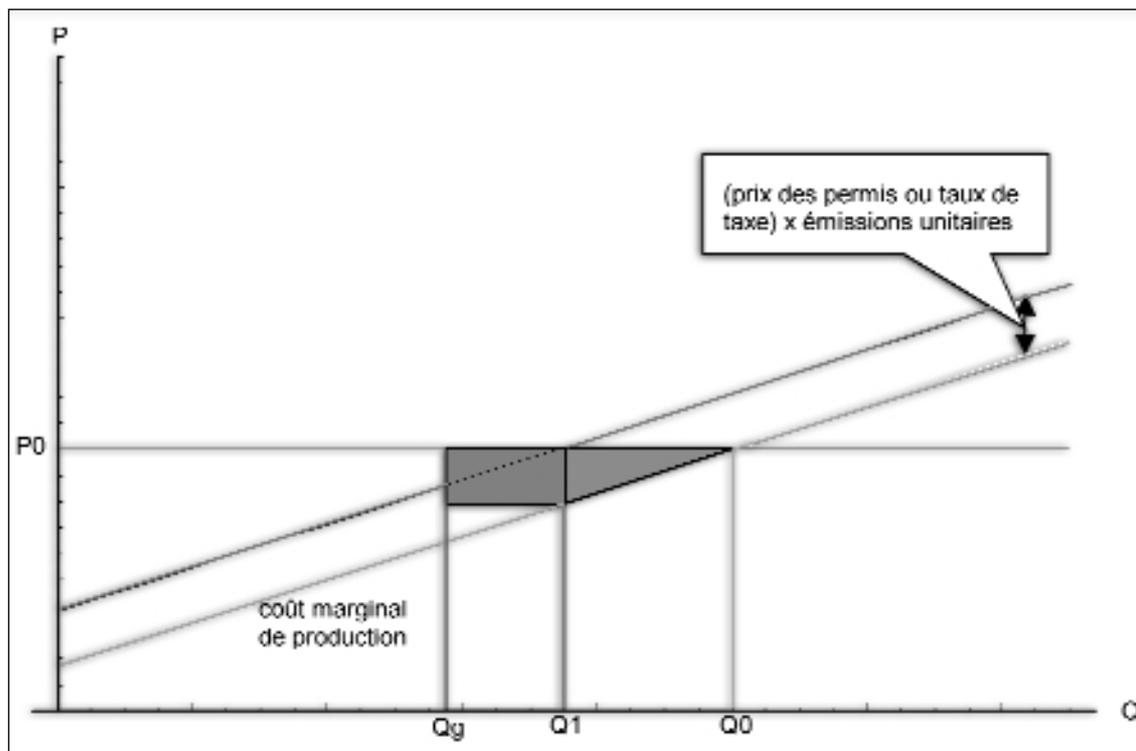


Par ailleurs, nous pouvons maintenant analyser les instruments b (permis négociables attribués gratuitement) et c (taxe-subvention) de manière plus complète, en faisant apparaître les transferts financiers avec d'autres secteurs ou l'État.

Le schéma 8 ci-dessous illustre ainsi le cas d'une firme qui a reçu des permis gratuitement mais qui en achète d'autres (aux enchères ou à d'autres firmes), ou le cas d'une firme qui paye une taxe pour ses émissions au-delà de ce que nous avons appelé son niveau d'émission de référence – instrument c. La quantité de permis distribuée gratuitement – ou le niveau d'émission de référence de la combinaison taxe-subsidation – est ici noté Q_g (pour grandfathering). Là encore, la zone hachurée représente la perte de profit, due pour une part à la baisse de la production (le triangle), pour l'autre au paiement de la taxe ou des permis (le rectangle).

Le projet de TGAP sur les consommations intermédiaires d'énergie introduit par la Loi de Finances 2000 puis annulé par le Conseil constitutionnel comportait des abattements de taxe forfaitaires de ce type pour les industries fortement consommatrices d'énergie.

Schéma 8. Firme en concurrence parfaite qui achète des permis ou paye une taxe sur une partie de ses émissions





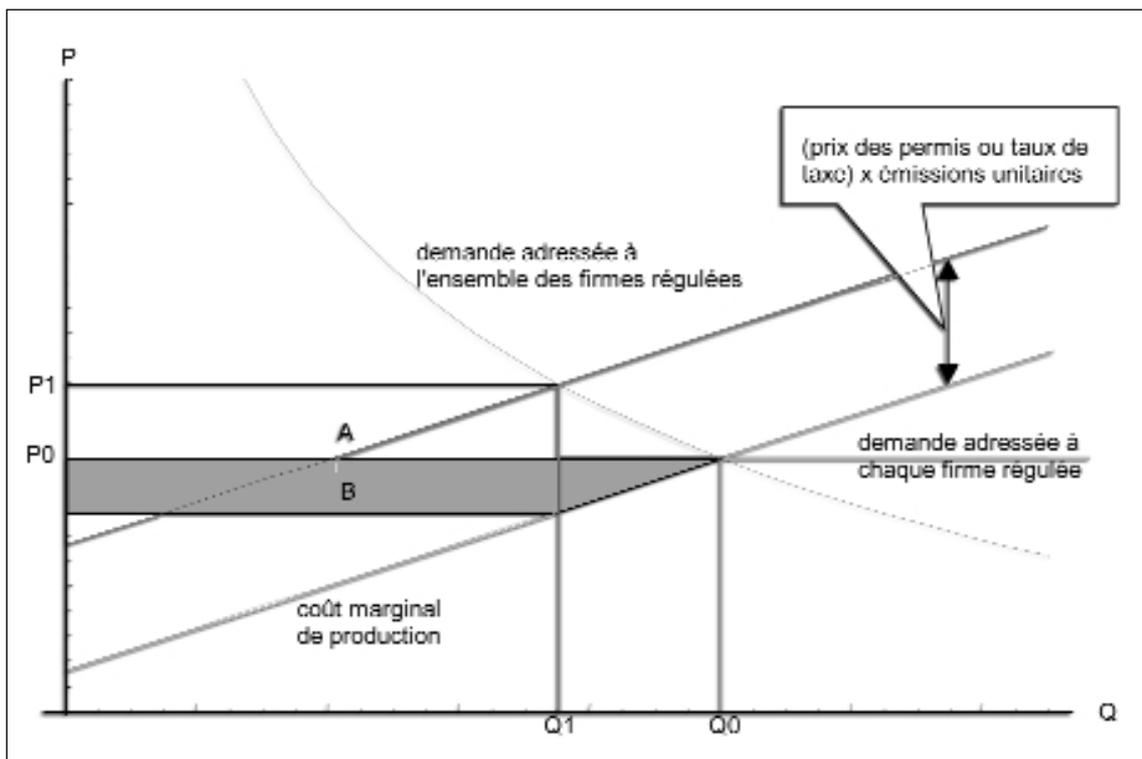
1.3.2. Cas où les firmes ont un pouvoir de marché collectivement, mais pas individuellement

L'effet d'une taxe pure sur le profit des firmes régulées est identique par rapport au cas précédent, représenté dans le schéma 6, pour un même niveau de réduction des émissions. En revanche, la taxe requise est plus élevée, les consommateurs souffrent d'une hausse de prix et les recettes publiques sont plus élevées. Le schéma 9 ci-dessous permet de comprendre pourquoi.

Supposons que l'État instaure des permis vendus aux enchères en quantité Q_1 . La courbe de demande nous indique que le prix s'établit alors au niveau P_1 . Le prix des permis (multiplié par les émissions unitaires) est alors égal à la différence entre P_1 et le coût marginal de production. En effet, pour chaque firme régulée, la production d'une unité supplémentaire n'est rentable que si elle couvre le coût marginal de production plus les permis nécessaires. Les firmes versent la somme des rectangles A et B à l'État en achetant les permis, mais le rectangle A est répercuté sur les consommateurs. Comme précédemment, la perte de profit est due pour une part à la baisse de la production (le triangle), pour l'autre au paiement des permis net de la part répercutée sur les consommateurs (le rectangle B).

Le même raisonnement vaut pour une taxe : plus la demande est inélastique (plus la courbe de demande est pentue), plus il faut que la taxe soit élevée pour dissuader les consommateurs d'acheter le bien taxé. En même temps, cette inélasticité de la demande permet aux firmes de répercuter une partie de la taxe dans leur prix de vente.

Schéma 9. Effet de permis aux enchères ou d'une taxe appliqués à des firmes qui ont collectivement, mais pas individuellement, un pouvoir de marché

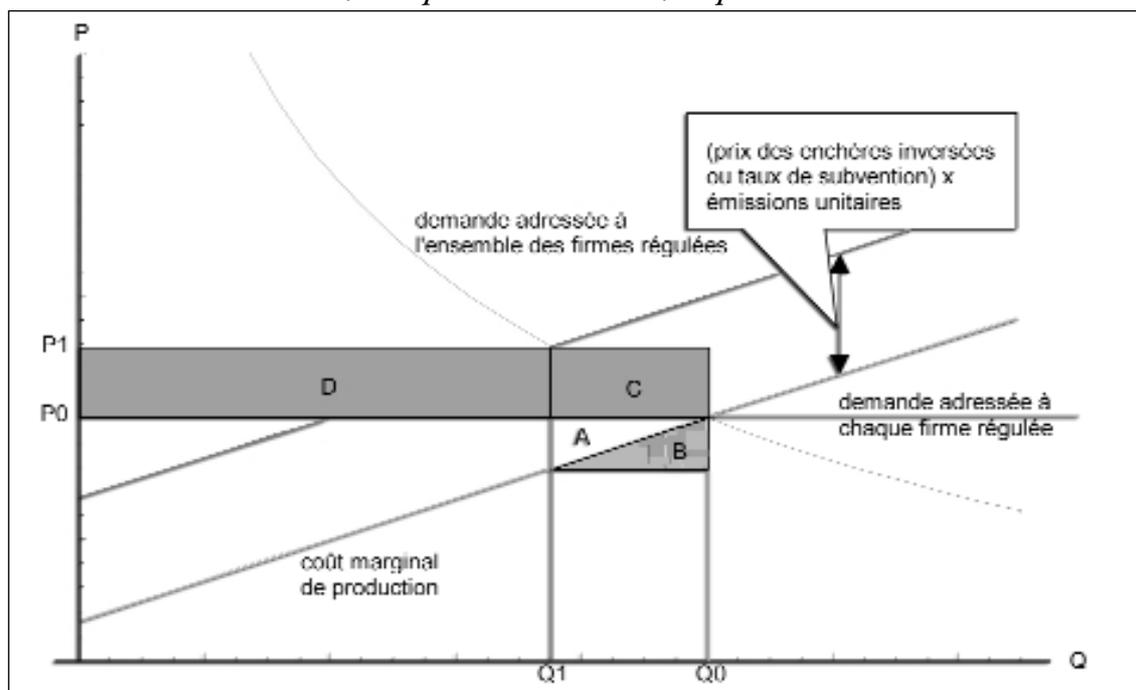


En revanche, l'effet sur le profit des firmes d'une subvention (instrument f) ou d'enchères inversées (instrument g) est beaucoup plus élevé lorsque les firmes ainsi régulées ont, collectivement, un pouvoir de marché, comme l'illustre le schéma 10 ci-dessous.

Imaginons que l'État mette aux enchères des réductions d'émissions d'un montant Q_0-Q_1 . La baisse de la production qui en résulte entraîne une augmentation du prix jusqu'en P_1 . Cette hausse du prix leur procure un profit égal au rectangle D. Par ailleurs, les firmes bénéficient des fonds distribués dans le cadre des enchères inversées, pour une surface égale au rectangle $A+B+C$. Cependant la baisse de production réduit leur profit d'une surface A. Il n'en reste pas moins que le gain pour les firmes est beaucoup plus élevé que lorsqu'elles n'ont pas de pouvoir de marché même collectivement (comme dans le schéma 7) : en plus de la surface B, elles gagnent les surfaces C et D.

Rappelons toutefois que ce résultat dépend de ce que les enchères et subventions ne sont disponibles que pour les firmes existantes. Dans le cas contraire, de nouveaux entrants pourraient faire baisser le prix.

Schéma 10. *Effet d'une subvention ou d'enchères inversées appliquées à des firmes qui ont collectivement, mais pas individuellement, un pouvoir de marché*



Il serait simple de représenter le cas, analogue au schéma 8, de firmes qui ont reçu des permis gratuitement mais qui en achètent d'autres (aux enchères ou à d'autres firmes), ou de firmes qui payent une taxe pour leurs émissions au-delà de ce que nous avons appelé leur niveau d'émission de référence. Par un raisonnement analogue à celui du schéma précédent, on comprend que le profit de ces firmes baissera moins que dans le cas du schéma 8, ou augmentera.

De tels instruments qui font payer les firmes pour une partie (mais pas l'intégralité) de leurs émissions résiduelles sont particulièrement intéressants dans le cas traité ici, où la réduction des émissions crée une rente. En effet,

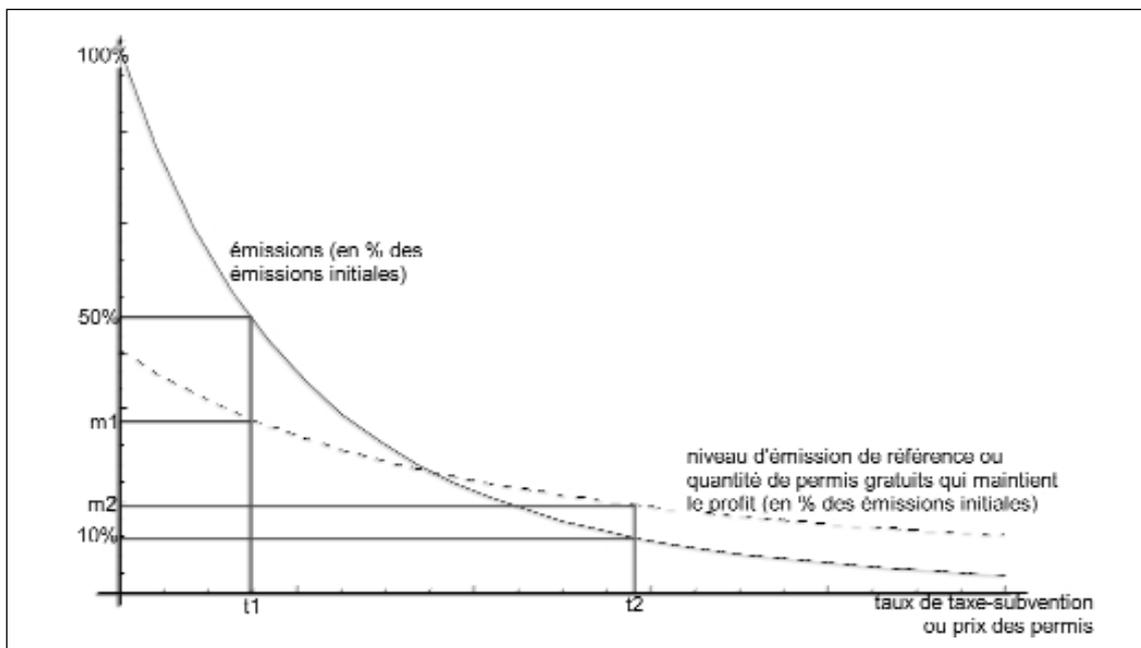
comme l'illustrent les schémas 4 et 5, des instruments qui ne font pas payer les firmes pour leurs émissions résiduelles entraînent, pour une réduction modérée des émissions, une augmentation de leurs profits, tandis que ces profits baissent si toutes leurs émissions sont taxées. Si l'on veut éviter l'un ou l'autre effet, il est alors intéressant de calculer le transfert (sous forme de permis gratuits ou de niveau d'émission de référence pour la combinaison taxe-subsidation) qui maintient le profit des firmes régulées à son niveau initial.

Le schéma 11 indique ce transfert en fonction du taux de taxe-subsidation ou du prix des permis. L'élasticité prix de la demande individuelle est de -10, celle de la demande globale est de -5, le coût marginal de production est constant. La courbe en trait plein représente le niveau d'émission (en pourcentage des émissions initiales), celle en pointillés le niveau d'émission de référence (ou la quantité de permis attribuée gratuitement) qui maintient le profit à son niveau initial.

Supposons que l'État veuille réduire les émissions de 50 % tout en maintenant le profit des firmes régulées à leur niveau initial (en agrégé). Il peut distribuer gratuitement des permis pour un montant m_1 et vendre le restant aux enchères ; le prix des permis s'établira au niveau t_1 . L'État peut aussi mettre en place une combinaison taxe-subsidation avec un taux t_1 et des niveaux de référence au niveau m_1 (en agrégé).

Supposons maintenant que l'État veuille réduire les émissions jusqu'à 10 % des émissions initiales, tout en maintenant le profit des firmes régulées à leur niveau initial (en agrégé). Il peut distribuer gratuitement des permis pour un montant m_2 et en acheter une partie aux firmes, par des enchères inversées ; le prix des permis s'établira au niveau t_2 . L'État peut aussi mettre en place une combinaison taxe-subsidation avec un taux t_2 et des niveaux de référence au niveau m_2 (en agrégé).

Schéma 11. Niveau d'émission de référence (permis gratuits) qui maintient le profit net à son niveau initial, avec une combinaison taxe-subsidation (des permis négociables)



1.4. POSSIBILITÉ DE RÉDUCTION UNITAIRE

Face à la plupart des problèmes environnementaux, il est possible de réduire les émissions pour un niveau donné de production du bien à l'origine de ces émissions – que ce soit par un traitement des effluents en bout de chaîne ou par une modification du processus de production.

Nous introduisons ici cette possibilité, ce qui revient à lever la troisième hypothèse introduite au début du paragraphe 1.1. Naturellement, moins la réduction des émissions unitaires est coûteuse, plus la baisse de la production est faible pour un objectif de réduction ou un signal-prix donné. Cela a des effets ambigus sur le profit des firmes régulées :

- lorsqu'il n'y a pas d'écart entre le pouvoir de marché d'une firme régulée prise individuellement et celui de l'ensemble des firmes régulées, donc pas de création de rente de rareté, la baisse de profit est plus faible grâce aux possibilités de réduction unitaire ;
- lorsqu'un tel écart existe, la rente de rareté est réduite (pour un niveau d'émissions donné), car une partie de la diminution des émissions provient des réductions unitaires, non de la baisse de la quantité de bien produite, laquelle, par la hausse du prix de vente, crée la rente de rareté. L'effet sur le profit, comparé à la situation sans possibilité de réduction unitaire, est donc indéterminé.

Les schémas 12 et 13 mettent en évidence l'effet des réductions unitaires dans ce dernier cas de figure. Il reprennent les hypothèses du schéma 11 (l'élasticité prix de la demande individuelle de -10, celle de la demande globale est de -5, le coût marginal de production est constant), en introduisant une possibilité de réduction unitaire des émissions relativement peu coûteuse (schéma 12) ou au contraire relativement coûteuse (schéma 13).

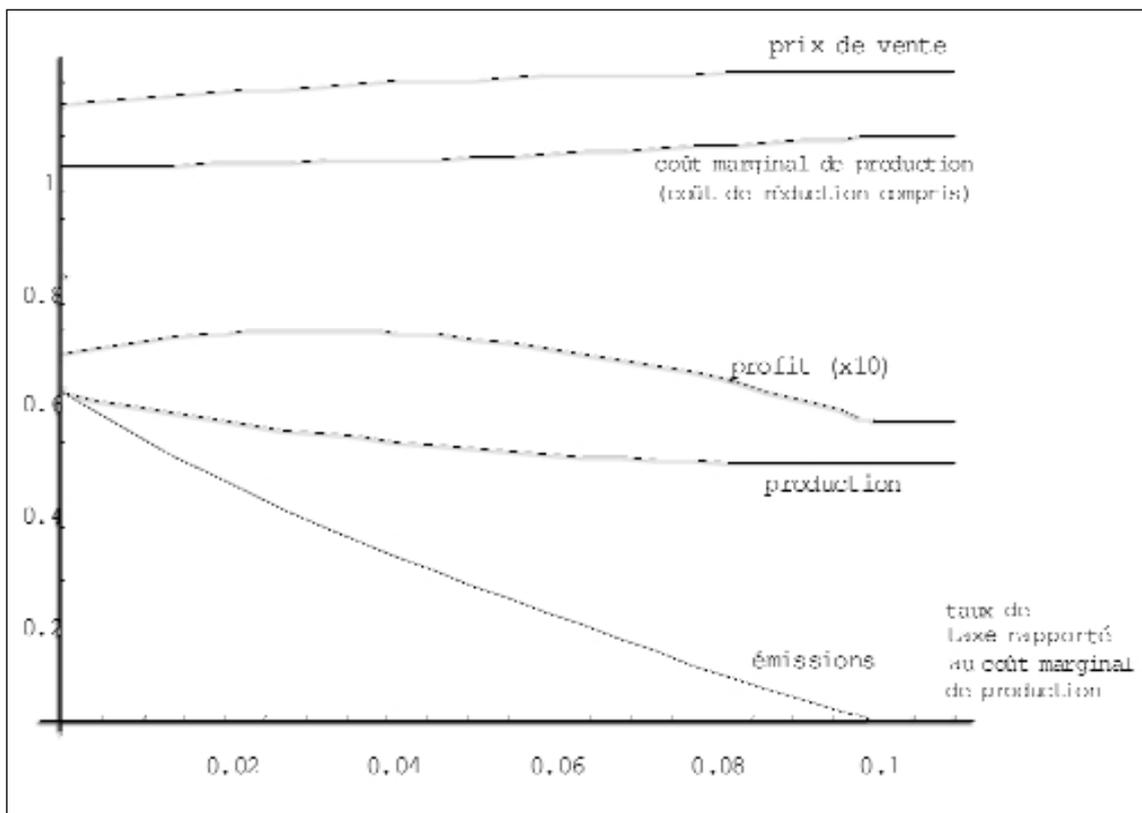
Un exemple du premier cas de figure est constitué par les émissions de SO₂ d'un producteur d'électricité qui utilise des centrales à charbon ou à fuel ; il pourra recourir à des filtres ou à des combustibles à basse teneur en soufre. Les émissions de CO₂ du même producteur fournissent un exemple du second cas de figure puisqu'il devra changer ses installations de combustion elles-mêmes.

Ces schémas se lisent de la manière suivante. En abscisse se trouve ce que nous appellerons de manière générique le prix des émissions, c'est-à-dire le prix des permis ou le taux de taxe et de subvention. Ce prix des émissions détermine le coût marginal de réduction des émissions : la firme met en œuvre les réductions d'émissions unitaires qui sont rentables à ce prix. Par ailleurs, pour fixer son prix de vente, elle ajoute à son coût marginal de production (qui croît lui-même avec les dépenses de réduction des émissions) le prix des émissions, multiplié par les émissions unitaires. Enfin, elle ajoute un taux de marge d'autant plus important que la demande qui lui est adressée est inélastique. Précisons que nous avons retenu, pour le calcul, un coût de réduction unitaire des émissions qui est proportionnel à la production, et qui croît à taux croissant avec la réduction des émissions unitaires.

Dans le schéma 12, parce que la réduction unitaire des émissions est peu coûteuse, les émissions diminuent rapidement, beaucoup plus en tout cas que la production. La marge de profit unitaire (la différence entre le prix de vente et le coût marginal) croît peu, et finit par diminuer avec le prix des émissions, car moins les émissions unitaires sont élevées, moins il est intéressant de restreindre la production. Pour un prix des émissions qui entraîne la suppression de toutes les émissions (0,1 sur le schéma), la marge de profit revient à son niveau initial. Au delà, toutes les courbes sont bien entendu plates, car un prix des émissions supérieur n'a aucune conséquence.

Bien que la marge de profit unitaire n'augmente que faiblement, le schéma montre que cela suffit pour que le profit suive la désormais habituelle courbe "en cloche", commençant par croître avec le prix des émissions, puis diminuant jusqu'à devenir inférieur à sa valeur initiale⁽⁵⁾. D'autres simulations, non reproduites ici, montrent que ce résultat se retrouve même lorsque le coût de la réduction des émissions tend vers zéro.

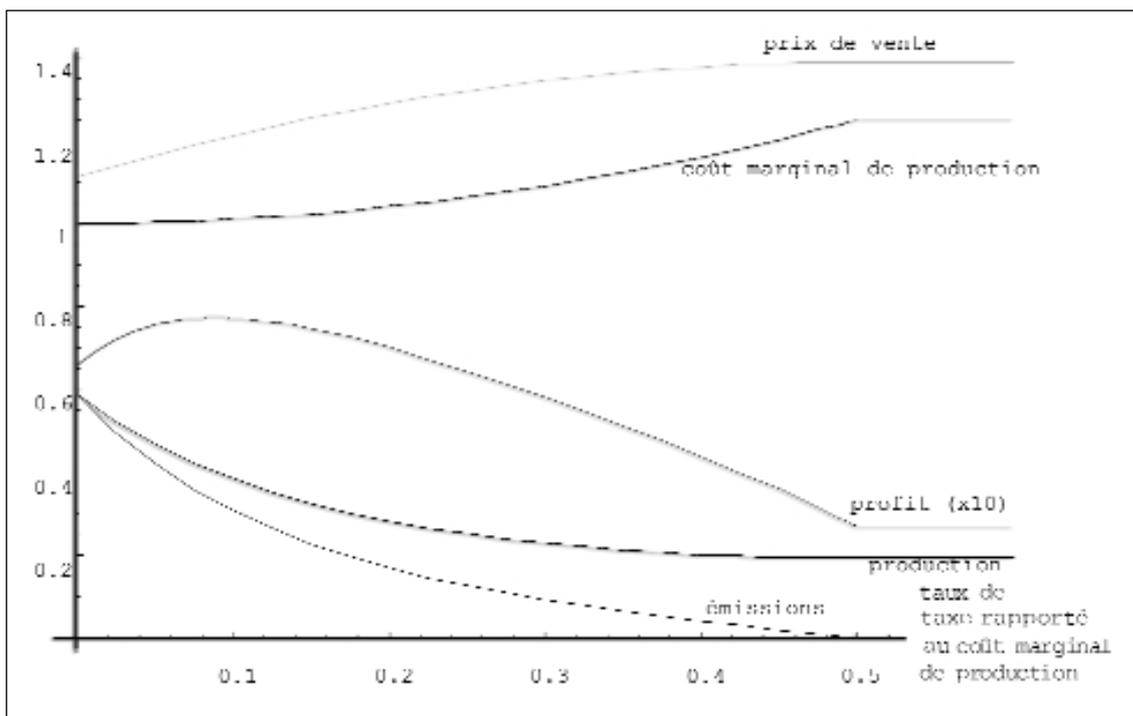
Schéma 12. Réduction unitaire des émissions peu coûteuse



(5) Deux remarques s'imposent au sujet de la courbe qui représente le profit : 1) elle n'est pas ici à la même échelle que les autres courbes, mais multipliée par dix ; 2) elle est calculée en supposant une absence de transfert financier.

Dans le schéma 13, la réduction unitaire est beaucoup plus coûteuse. Par conséquent, une grande partie de la réduction des émissions provient de la baisse de la production. Autre conséquence, la marge de profit unitaire augmente de manière beaucoup plus importante, en particulier pour un niveau intermédiaire des émissions. Aussi, le profit croît beaucoup plus que dans le cas précédent, pour un prix des émissions donné (mais pas forcément pour un niveau d'émission donné).

Schéma 13. Réduction unitaire des émissions coûteuse



Ces simulations montrent donc que l'introduction des réductions d'émissions unitaires ne supprime pas l'effet de création de rente identifié au paragraphe 1.2, mais que cet effet est quantitativement d'autant moins important que ces réductions unitaires sont peu coûteuses, ce qui peut aller jusqu'à supprimer tout profit net.

Par ailleurs, l'introduction des réductions d'émissions unitaires permet maintenant d'étudier trois nouveaux instruments, qui ont pour point commun de se focaliser sur les émissions unitaires :

- *limitation des émissions par unité de bien produit*. Des instruments aussi répandus que les prescriptions technologiques ou les objectifs de concentration de polluants dans les émissions se rapprochent de cet instrument, ainsi qu'une grande partie des engagements volontaires ;
- *permis d'émissions négociables spécifiques*, c'est-à-dire exprimés en quantité d'émission par bien produit, attribués gratuitement aux seules firmes du secteur considéré. Les Pays-Bas introduisent actuellement cet instrument pour les NOX, et une partie des permis britanniques pour le CO2 seront de ce type ;

- *combinaison taxe-subsidation spécifique*, c'est-à-dire combinaison d'une taxe, si la firme dépasse son niveau d'émission de référence spécifique (dans le même sens que ci-dessus), et d'une subvention si elle fait mieux. La Suède utilise un instrument de ce type pour réduire les émissions de NOX (Sternier et Höglund, 2000). Cet instrument a été proposé sous le nom de "feebates" (contraction de fee, redevance, et rebate, remboursement) par différents auteurs à la suite de DeCicco et al. (1993), en particulier pour limiter la consommation unitaire des automobiles. Un système proche a été introduit dans la province canadienne de l'Ontario en 1991 sous le nom de Tax for Fuel Conservation.

Ces instruments n'incitent pas les firmes régulées à réduire leur production, hormis du fait de l'augmentation du coût marginal de production qu'ils entraînent. Ils ne permettent donc pas d'appropriation de rente de rareté par les firmes régulées.

Par ailleurs, comme ils ne permettent de jouer que sur les réductions unitaires et non sur la réduction de la production, pour atteindre un objectif donné, ils sont plus coûteux pour la firme régulée que les instruments de la famille précédente, même dans les cas où ces derniers ne génèrent pas de rente de rareté, comme le montre un raisonnement par l'absurde identique à celui du paragraphe 1.1.

En revanche, ils sont justifiés du point de vue de l'intérêt général dans certains cas où inciter à la réduction de la production aurait des effets pervers. Ainsi, dans le cas des NOX, il est nécessaire de mesurer en continu les émissions pour inciter les entreprises à mettre en place les techniques de réduction des émissions les moins coûteuses. Or, le coût d'une telle mesure en continu serait prohibitif pour les petites sources, et inciter à réduire la seule production des sources importantes pourrait entraîner une hausse des émissions des petites sources, non régulées. En Suède comme aux Pays-Bas, les pouvoirs publics ont donc privilégié un instrument qui limite cet effet pervers en n'incitant pas les émetteurs régulés à diminuer leur production, hormis par la répercussion dans le prix de vente des dépenses de réduction des émissions.

Autre avantage de ces instruments, ils peuvent être préférables pour les consommateurs, justement parce qu'ils ne causent pas d'augmentation sensible du prix de vente. De même, ils limitent l'incitation à relocaliser les activités hors du territoire régulé. Enfin, ils peuvent être mieux acceptés par les autorités en charge de la concurrence car ils ne discriminent pas entre les producteurs en place et les nouveaux entrants. Ainsi, dans son appréciation du dossier des permis négociables de CO₂ au Danemark, la Commission européenne (2000) "a souligné l'importance qu'elle accorde à la sauvegarde de la liberté d'établissement." Elle précise que "Les autorités danoises veilleront par conséquent, si de nouveaux arrivants se présentent sur le marché danois pendant la durée du régime, à ce qu'ils reçoivent des quotas fondés sur des critères objectifs et non discriminatoires par rapport aux critères appliqués aux producteurs établis."

1.5. INCERTITUDE SUR LE COÛT DE LA RÉDUCTION DES ÉMISSIONS

Jusqu'à présent, nous avons représenté les instruments de type "prix" (c, e et g) et de type "quantité" (b, d et f) sur les mêmes schémas. Cela était permis par l'hypothèse, implicite, selon laquelle l'État connaît parfaitement la courbe de coût marginal de réduction des émissions (au moins en agrégé). Les instruments "prix" et "quantité" sont alors parfaitement équivalents, car si l'État connaît la courbe de coût marginal de réduction des émissions, peu importe qu'il choisisse une quantité d'émissions et laisse les échanges de permis déterminer le prix des permis associé, ou bien qu'il associe un prix aux émissions et laisse les firmes réduire ces dernières (Weitzman, 1974).

Le présent paragraphe discute les implications de la levée de cette hypothèse.

Du point de vue des firmes, l'intérêt relatif entre les instruments "prix" (c, e, g et j) et "quantité" négociables dépend du prix, de la quantité et/ou du niveau d'émissions de référence que l'État va choisir. Or, ces décisions peuvent être influencées par divers facteurs. Un point de départ naturel consiste à supposer que l'État procède à une estimation de la courbe de coût marginal, et prend ses décisions en fonction de cette seule estimation, qui pourra s'avérer sur- ou sous-estimée.

Analysons donc tout d'abord ce qui se passe si l'État instaure un système de permis en grandfathering ou une combinaison taxe-subsidation visant la neutralité budgétaire, en ayant sous-estimé le coût de réduction des émissions.

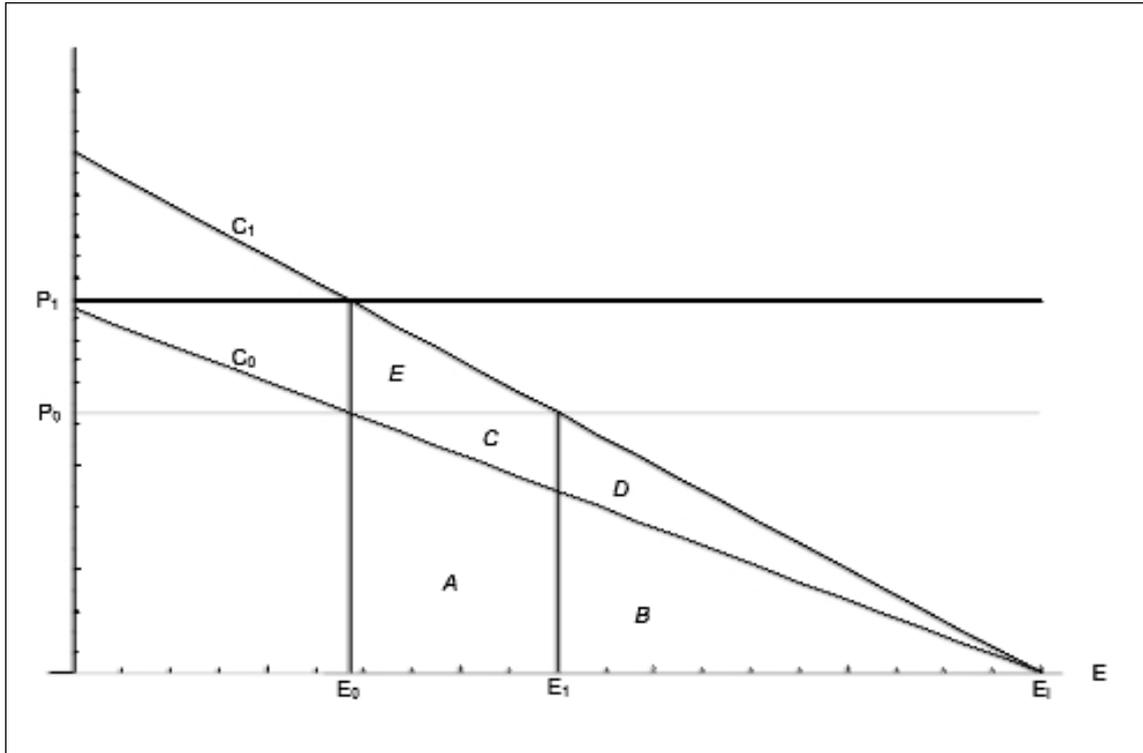
Dans le schéma 14 ci-dessous, l'État a estimé la courbe de coût agrégé de réduction des émissions $C_0(E)$, où E est le niveau d'émissions et E_1 le niveau d'émission initial⁽⁶⁾. En fait, la courbe "réelle" est $C_1(E)$, plus élevée que $C_0(E)$ quel que soit E inférieur à E_1 ⁽⁷⁾. Si l'État instaure des permis négociables en quantité E_0 , il anticipe que le prix de ces permis s'établira à P_0 . En fait, parce que le coût est plus élevé que prévu, le prix des permis atteindra P_1 .

Supposons maintenant que l'État instaure une combinaison taxe-subsidation à un taux P_0 . Pour que le système soit neutre sur le plan budgétaire (ex ante), l'État fixe les niveaux d'émission de référence de la combinaison taxe-subsidation au niveau d'émissions qu'il anticipe, soit E_0 en agrégé. En fait, le niveau d'émission atteindra E_1 , d'où un transfert vers l'État égal au produit de l'assiette $(E_1 - E_0)$ et du taux P_0 .

(6) Cette courbe appelle deux remarques : 1) on néglige ici les phénomènes de création de rente présentés au paragraphe 1.2, puisque le coût de réduction des émissions est toujours positif ; 2) il peut s'agir d'émissions absolues ou spécifiques, selon l'instrument auquel on s'intéresse.

(7) Dans les schémas ci-dessous, le surcoût se traduit par une augmentation de la pente de la courbe de coût marginal. Nous avons vérifié que ces résultats persistent si le surcoût se traduit par un déplacement vertical de cette courbe.

Schéma 14. Combinaison taxe-subsidation vs. permis négociables quand l'État sous-estime le coût marginal de réduction des émissions

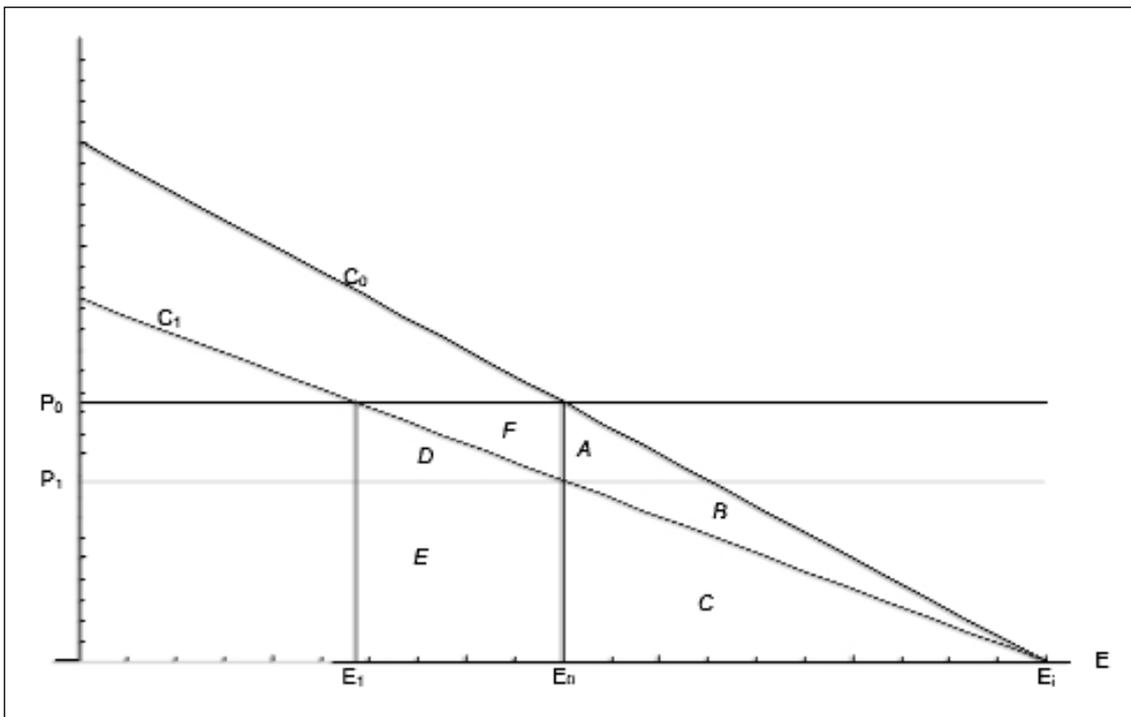


Le schéma 14 permet de visualiser le coût, pour les firmes régulées, de ces deux instruments. Le coût anticipé par l'État est égal à l'intégrale de la courbe de coût marginal $C_0(E)$ jusqu'en E_0 , c'est-à-dire la somme des surfaces A et B.

- Avec des permis, le coût réel est égal à l'intégrale de la courbe de coût marginal $C_1(E)$ jusqu'en E_0 , soit la surface $A+B+C+D+E$.
- Avec la combinaison taxe-subsidation, les firmes ne réduisent leurs émissions qu'au niveau E_1 . Le coût est alors égal d'une part au coût de la réduction des émissions $B+D$ et d'autre part au paiement de la taxe $A+C$. Il est donc plus faible qu'avec les permis.

Qu'en est-il si l'État surestime au contraire le coût de réduction des émissions ? Le schéma 15 ci-dessous illustre cette situation.

Schéma 15. Combinaison taxe-subsidation vs. permis négociables quand l'État surestime le coût marginal de réduction des émissions



Le coût anticipé par l'État, conformément à la courbe C_0 , est égal à la surface $A+B+C$. La vraie courbe étant C_1 , ce coût est en fait limité à la surface C dans le cas des permis, tandis qu'avec une combinaison taxe-subsidation, les firmes réduisent leurs émissions jusqu'au niveau E_1 pour un coût $C+D+E$, mais reçoivent un transfert d'un montant $D+E+F$, soit en net la surface $C-F$. Le coût est donc, là encore, plus faible qu'avec les permis.

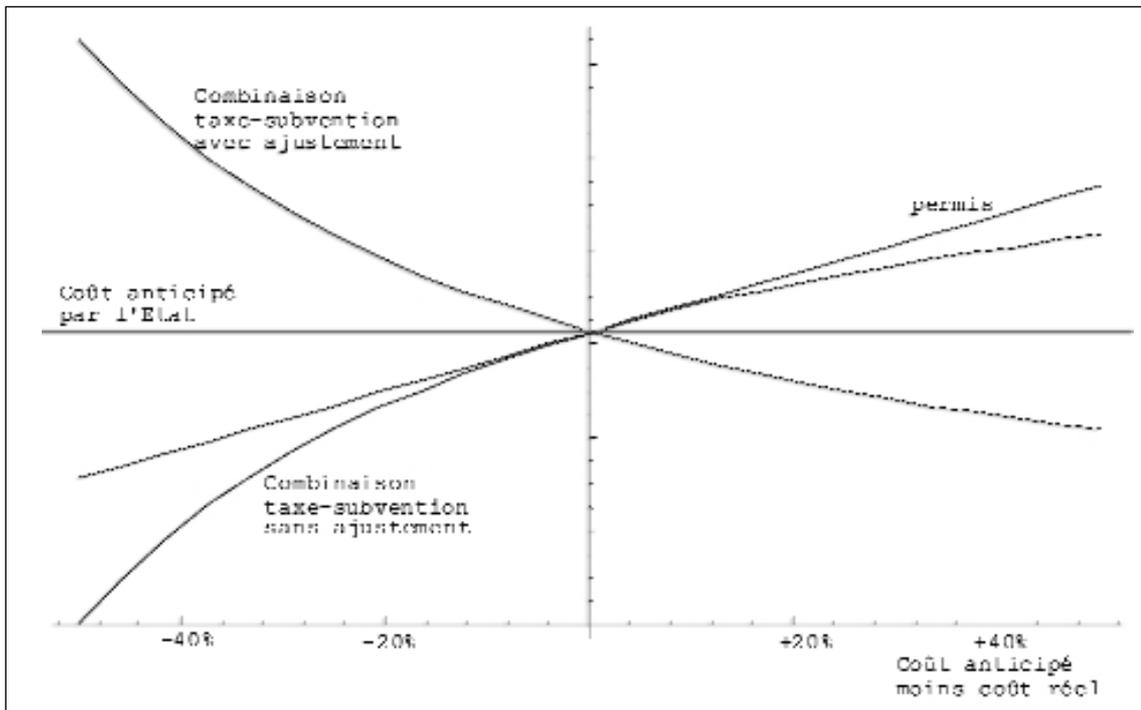
Faut-il en déduire que les firmes régulées devraient toujours privilégier une combinaison taxe-subsidation à un système de permis ? Ce n'est pas tout à fait certain. Par exemple, il se peut que l'État veuille éviter le risque d'avoir à verser un montant de subventions considéré comme trop élevé, et fixe en conséquence les niveaux de référence de manière plus stricte que la quantité de permis qu'il distribuerait. Cependant, l'inverse n'est pas à exclure, les subventions suscitant souvent moins d'opposition politique que les taxes.

De plus, il est possible de mettre en place un ajustement automatique des niveaux de référence, de manière à préserver la neutralité budgétaire. Ainsi, dans le système suédois de lutte contre les NOX déjà mentionné, le niveau de référence est fixé en fin d'année, une fois que le niveau d'émission réel est connu. Concrètement, les recettes d'une taxe (virtuelle) sur toutes les émissions sont calculées, puis réparties entre les sources assujetties, sous forme d'une subvention (virtuelle elle aussi) proportionnelle à leur production. Seul est alors perçu ou distribué le solde de la combinaison taxe-subsidation. Aussi, plus les émissions agrégées sont élevées, plus le niveau de référence agrégé l'est. On peut montrer que si l'incertitude porte sur la position de la courbe de coût marginal (et non sa pente), cet instrument supprime toute incertitude sur le coût total supporté par la firme régulée.

Si l'incertitude porte sur la pente de cette courbe, comme dans les schémas 14 et 15 ci-dessus, on trouve les résultats suivants. En cas de sous-estimation du coût par l'État (schéma 14), avec ajustement automatique du niveau de référence à E1 pour éviter les transferts, le coût est égal à B+D, soit moins que le coût anticipé par l'État A+B : les firmes atteignent le même coût marginal de réduction des émissions, mais pour un niveau de réduction plus faible qu'anticipé. En cas de surestimation par l'État (schéma 15), si le niveau de référence est ajusté automatiquement pour éviter les transferts, le coût pour les firmes régulées est égal à C+D+E, soit plus que le coût anticipé par l'État.

Le schéma 16 ci-dessous représente les mêmes hypothèses d'une autre manière, avec en abscisse le pourcentage d'écart entre le coût marginal réel et celui prévu par l'État (la différence de pente entre les droites C1 et C0 dans les deux schémas précédents) et en ordonnée le coût de nos trois instruments (permis distribués gratuitement, combinaison taxe-subsidation avec et sans ajustement automatique des niveaux de référence) et, comme référence, le coût anticipé par l'État.

Schéma 16. Coût total des instruments prix et quantité pour les firmes, en fonction de l'écart entre le coût marginal réel et celui prévu par l'État



On retrouve bien les résultats précédents : dès lors que l'État sous-estime ou surestime le coût de réduction des émissions, les permis sont toujours plus coûteux pour la firme que la combinaison taxe-subsidation sans ajustement. En effet, si le coût est plus élevé que prévu, la taxe agit comme une "soupape de sécurité", qui évite de devoir effectuer les réductions plus coûteuses que prévu. Si au contraire le coût est plus faible que prévu, cet instrument permet aux firmes de recevoir des subventions en effectuant des réductions au-delà de leur niveau de référence.

La combinaison taxe-subsidation avec ajustement automatique du niveau de référence, quant à elle, constitue l'instrument le moins coûteux si les coûts sont plus élevés que prévu, mais le plus coûteux s'ils sont plus faibles qu'anticipé. Cet instrument durcit en effet le niveau de référence si les coûts sont plus faibles que prévu et l'affaiblit dans le cas inverse. D'où un résultat à première vue paradoxal : le coût total, pour les firmes régulées, est d'autant plus élevé que le coût marginal, pour une réduction donnée, est faible.

En espérance, si l'État a autant de chances de surestimer les coûts que de les surestimer, et maximise alors l'espérance du bien-être social (la différence entre le bénéfice environnemental et le coût de la réduction des émissions), on aboutit, en espérance, au même niveau d'émission et au même prix des émissions quel que soit l'instrument choisi par l'État, mais l'espérance du coût de réduction des émissions est plus faible pour l'instrument prix que pour l'instrument quantité (Weitzman, 1974 ; Quirino, 2001). Cette espérance de coût est identique pour la combinaison taxe-subsidation avec ajustement automatique et celle sans ajustement automatique.

En combinant les deux types de combinaison taxe-subsidation (avec et sans ajustement automatique), c'est-à-dire en n'ajustant qu'une partie de l'objectif, on peut définir un instrument mixte qui rend le coût pour les firmes régulées insensible aux surprises sur la courbe de coût marginal de réduction des émissions. Cette éventualité est particulièrement intéressante si les firmes régulées souffrent elles-mêmes d'une incertitude sur les coûts de réduction, ce qui est vraisemblable au stade de la négociation des instruments, et si elles présentent une aversion au risque.

Il n'en reste pas moins que du point de vue de l'intérêt général, les permis assurent la certitude sur le niveau d'émissions, ce qui peut constituer un avantage déterminant si la courbe de réduction des émissions est très pentue, par exemple en cas de risque de catastrophe écologique (Weitzman, 1974). Par ailleurs, il se peut que l'État attribue un prix à l'incertitude sur ses rentrées et sorties fiscales, ce qui favorise les permis et la combinaison taxe-subsidation avec ajustement automatique par rapport à la combinaison taxe-subsidation sans ajustement.

2. DU COUT DES INSTRUMENTS AU COURS DE BOURSE ET AU COUT DU CAPITAL

Ce second chapitre vise à explorer le rôle de différents instruments de politique environnementale sur :

- les cours de bourse des entreprises concernées
- leur coût du capital.

On utilisera pour cela la formule classique de valorisation du prix d'une action :

$$P = \sum_{t=1}^{\infty} \frac{B_t}{(1+i+r)^t}$$

Avec : B_t : Bénéfice par action en t
 i : taux d'intérêt à court terme sans risque
 r : prime de risque liée à l'action

Quant au Coût Moyen Pondéré du Capital (CMPC)

c'est : $x d + (1-x)(i+r)$

avec x : taux d'endettement (ratio Dettes/FP au passif)

d : coût de la dette

$i+r$ est en effet la rémunération des fonds propres, qu'il s'agisse d'autofinancement ou de capital levé en bourse

\underline{d} dépend de la notation de la firme et de l'appréciation de son risque de crédit par les banques. Pour simplifier, on admettra dans un premier temps que \underline{d} n'est pas affecté par l'augmentation éventuelle du risque lié à l'application d'un instrument, et que seul \underline{r} l'est.

Tout revient donc à évaluer l'effet de différents instruments sur B_t et \underline{r}

On considèrera trois entreprises :

Une entreprise de référence hors de la zone soumise à instrument,

Deux entreprises situées dans la zone soumise à instruments, dont l'une \underline{b} supporte des coûts moyens et marginaux de dépollution plus élevés que l'autre, \underline{a} .

Soit : CN, CT, CP les coûts pour les entreprises de l'application des instruments Norme, Taxe, Permis.

Ces coûts, calculés par action de l'entreprise, doivent être définis ainsi :

Avec B_t : bénéfice par action avant l'application de l'instrument

$$CX = \sum_t \frac{B_t - B'_t X_t}{(1+i+r)^t} \quad X = N, T, P$$

Avec $B'_t X_t$: bénéfice par action après l'application de l'instrument X

Il s'agit donc de la valeur actuelle de la réduction des bénéfices futurs par action due à l'application de l'instrument X.

Ils peuvent être difficiles à évaluer, mais ce n'est pas ici l'objet.

Nous les supposons connus des dirigeants de chaque entreprise, mais pas nécessairement du marché, c'est-à-dire de leurs actionnaires.

On a : $CX_a < CX_b$ pour $X = N, T, P$

1er cas : Les coûts de dépollution des firmes sont parfaitement connus des actionnaires (pas d'asymétrie d'information actionnaire / dirigeants)

Dès l'annonce de la mesure, le cours de bourse de \underline{a} baisse du montant CX_a et celui de \underline{b} de CX_b .

En effet, l'incertitude sur les bénéfices futurs n'ayant varié pour les actionnaires parfaitement informés, \underline{r} ne varie ni pour \underline{a} ni pour \underline{b} .

Le seul effet de la mesure est donc une perte nette patrimoniale pour les actionnaires. Quel que soit l'instrument, elle est plus importante pour les actionnaires de \underline{b} que pour ceux de \underline{a} .

\underline{r} n'ayant pas varié, le CMPC après mesure des firmes \underline{a} et \underline{b} ne varie pas. La mesure n'entrave donc pas, de ce point de vue, leur croissance future

2ème cas : Asymétrie d'information initiale entre actionnaires et dirigeants sur les coûts de dépollution

Les actionnaires ont cependant une idée du coût de dépollution " moyen " soit $CX_m = (CX_a + CX_b)/2$, mais ils ne savent pas quelle firme est \underline{a} et quelle est \underline{b} .

Le cours des actions des deux firmes chute instantanément d'un montant supérieur à CX_m . En effet, l'espérance de perte est CX_m , mais la variance, qui était nulle en information parfaite, ne l'est plus. En conséquence r augmente pour les deux firmes.

Ultérieurement, si une firme communique sur son coût de dépollution, l'asymétrie disparaît et l'on se retrouve dans le cas précédent. On voit que c'est surtout la firme a qui a intérêt à communiquer. Mais il se peut que b y ait aussi intérêt, si la chute initiale de son cours est supérieure à CX_b , en raison d'une forte augmentation de r .

Dans l'intervalle, le coût du capital a augmenté pour les deux firmes. Après retour à une situation d'information " pré mesure " des actionnaires, le CMPC revient à son niveau initial.

3ème cas : Asymétrie d'information et incertitude sur l'évolution de la politique environnementale.

Dans ce cas, une mesure environnementale annoncée n'est que le début d'une série, dont on ne connaît pas avec précision la suite (sévérisation ultérieure d'une norme, évolution d'une taxe ou d'un volume de permis etc.)

Pour les deux firmes a et b , la volatilité des bénéfices futurs s'accroît. Donc r augmente et les cours de bourse chutent au-delà du niveau justifié par l'espérance du coût moyen des mesures initiales.

Les CMPC augmentent puisque r augmente. Mais de plus, dans ce cas, on ne peut plus faire l'hypothèse que le coût de la dette d est invariant. La volatilité accrue des bénéfices, considérée par les acteurs financiers comme une donnée, conduira à considérer que le taux d'endettement x d'avant les mesures est trop élevé. d augmentera donc aussi, d'un montant égal aux primes de risques sur titres de dette désormais exigées des firmes " trop " endettées du secteur. Si x diminue, d pourra revenir à son niveau initial, mais alors le CMPC aura augmenté, puisqu'on a en général $d < i + r$ (coût de la dette < coût des FP).

On peut voir là une explication de l'attention consacrée par les grandes firmes à la construction d'une " image environnementale " et à la publication de mesures volontaires, indépendamment de toute action publique, ainsi que de leur préférence pour des accords volontaires venant se substituer à toute mesure publique. En réduisant la volatilité évoquée ci-dessus, elles contribuent à maintenir les cours de bourse et à abaisser le CMPC, toutes choses égales par ailleurs. Autrement dit c'est une politique destinée aux actionnaires tout autant qu'aux consommateurs.

Différences entre les instruments

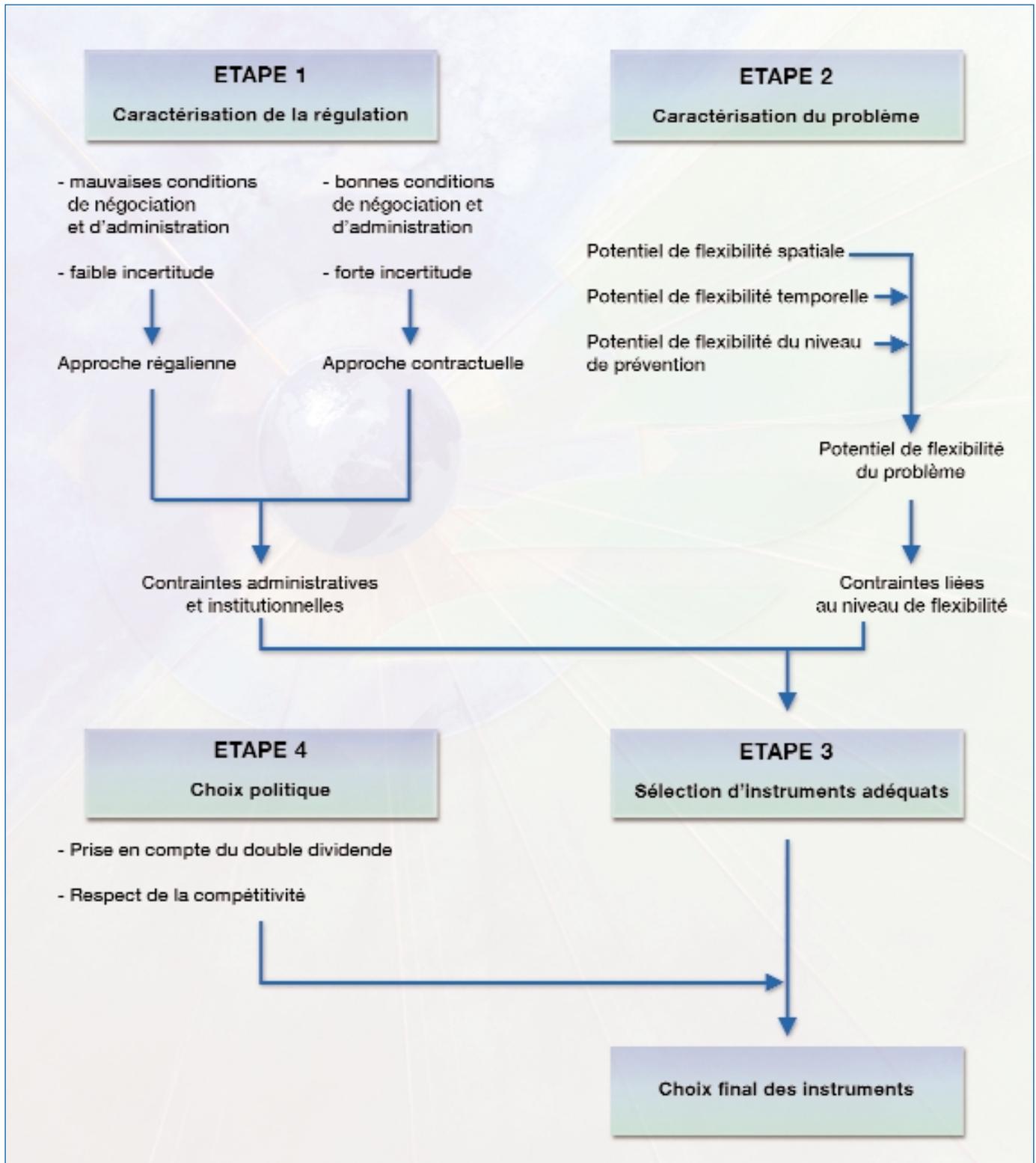
Les instruments diffèrent avant tout par leurs coûts CX .

La question est de savoir si, intrinsèquement, certains réduisent plus, ou plus vite, l'asymétrie d'information et l'incertitude dont on a mesuré l'importance. A ce stade de la réflexion, la question reste ouverte.



REFERENCES

- Bovenberg L. et L. Goulder (2000) Neutralizing the adverse industry impacts of CO₂ abatement policies: What does it cost?, Fondazione Eni Enrico Mattei Working Paper 68.2000
- Burtraw D., K. Palmer, R. Bharvirkar et A. Paul (2001) The effect of allowance allocation on the cost of carbon emission trading, RFF Discussion Paper 01-30
- Commission européenne (2000) Commission approves CO₂ quotas for the electricity sector in Denmark for the period 2001-2003, 29 mars, document IP/00/304
- Congressional Budget Office (2000) Who gains and who pays under carbon allowance trading? The distributional effects of alternative policy designs, Washington DC, June
- DeCicco J., H. Geller et J. Morrill (1993) Feebates for fuel economy: Market incentives for encouraging production and sales of efficient vehicles, ACEE, Washington DC
- Menenteau P., D. Finon et M.-L. Lamy (2001) Prix versus quantités : les politiques environnementales d'incitation au développement des énergies renouvelables, IEPE, cahier de recherche n° 25, Grenoble
- Quirion P. (2001) Prices vs. quantities under a political acceptability constraint, contribution présentée à la conférence annuelle de l'European Association of Environmental and Resource Economists, Southampton, 28-30 juin 2001
- Stavins R. N. (1995) "Transaction costs and tradable permits", *Journal of environmental economics*, 29, pp. 133-48
- Sterner T. et L. Höglund (2000) Output-based refunding of emission payments: theory, distribution of costs, and international experience, RFF discussion paper 00-29
- Weitzman M. (1974) "Prices vs. Quantities", *Review of economic studies*, 41(4): 447-91





Association Française des Entreprises pour l'Environnement
41, rue des Trois Fontanot - 92024 Nanterre cedex
Tél : 01 55 69 13 33 - Fax : 01 55 69 13 30
E-mail : contact@epe-asso.org
Site internet : www.epe-asso.org
Association de la loi du 1er juillet 1901



ADEME
27, rue Louis Vicat - 75015 Paris
Tél. : 01 47 65 20 00 - Fax : 01 46 45 52 36
www.ademe.fr