

Politiques environnementales et compétitivité

Rapport

*Dominique Bureau
Michel Mougeot*

*Commentaires
Jacques Delpla
Roger Guesnerie*

*Compléments
Marc Aviam, Richard Baron, Christine Cros,
Daniel Delalande, Sylviane Gastaldo,
Jean-Charles Hourcade, Emmanuel Martinez,
Françoise Nirascou, Philippe Quirion,
Nicolas Riedinger et Gilles Saint-Paul*

*Réalisé en PAO au Conseil d'Analyse Économique
par Christine Carl*

© La Documentation française. Paris, 2004 - ISBN : 2-11-005819-6

« En application de la loi du 11 mars 1957 (article 41) et du Code de la propriété intellectuelle du 1er juillet 1992, toute reproduction partielle ou totale à usage collectif de la présente publication est strictement interdite sans l'autorisation expresse de l'éditeur.

Il est rappelé à cet égard que l'usage abusif de la photocopie met en danger l'équilibre économique des circuits du livre. »

Sommaire

Introduction	5
<i>Christian de Boissieu</i>	
RAPPORT	
Politiques environnementales, fiscalité	
et compétitivité des entreprises	7
<i>Dominique Bureau et Michel Mugeot</i>	
<i>Introduction</i>	7
1. <i>L'économie des coûts de protection de l'environnement</i>	8
1.1. L'efficacité des régulations environnementales	9
1.2. Instruments économiques et minimisation des coûts de protection	12
1.3. Retour d'expérience	14
1.4. La situation française	18
1.5. Voies de réforme	21
2. <i>Développement des écotaxes et compétitivité de l'économie</i>	24
2.1. Coût des protections environnementales	24
2.2. Faut-il amender les règles « pigouvianes » ?	26
2.3. Le cas des biens publics globaux	31
3. <i>Politiques environnementales et commerce international</i>	36
3.1. Politique environnementale, compétitivité et spécialisation	38
3.2. Taxation environnementale et politique commerciale stratégique	44
3.3. Libéralisation des échanges et gouvernance environnementale	51
4. <i>Développement des taxes environnementales et fiscalité sur le capital</i>	54
4.1. Impact sur les distorsions	55
4.2. Économie du redéploiement fiscal	56
4.3. Impact distributif	57
<i>Conclusion</i>	59

COMMENTAIRES

<i>Jacques Delpla</i>	69
<i>Roger Guesnerie</i>	73

COMPLÉMENTS

A. Entreprises et environnement	75
<i>Marc Aviam, Françoise Nirascou et Nicolas Riedinger</i>	
B. Limitation des émissions de CO₂ et compétitivité de l'industrie européenne. Quantification et comparaison aux variations des taux de change	83
<i>Jean-Charles Hourcade et Philippe Quirion</i>	
C. Le plan national d'allocation des quotas dans le système d'échange européen de quotas de CO₂ et la compétitivité	97
<i>Daniel Delalande et Emmanuel Martinez</i>	
D. Fiscalité environnementale et compétitivité	113
<i>Gilles Saint-Paul</i>	
E. Bien public global et instruments des politiques nationales unilatérales	119
<i>Christine Cros et Sylviane Gastaldo</i>	
F. Politiques de protection de l'environnement, compétitivité et décisions d'investissement	131
<i>Richard Baron et Nicolas Riedinger</i>	
RÉSUMÉ	145
SUMMARY	153

Introduction

Il n'est guère besoin d'insister sur la pertinence et l'actualité du présent rapport. L'environnement, en tant que tel ou dans ses relations étroites avec le développement durable, occupe à juste titre une place grandissante dans les débats de société et dans les négociations internationales.

Il n'était pas concevable ni même souhaitable de traiter dans un même rapport tous les aspects des normes et des politiques environnementales. L'analyse économique fournit les points de départ indispensables, lorsqu'elle souligne l'intérêt des solutions « pigouviennes » (taxations, subventions) pour internaliser les externalités liées à l'environnement, lorsqu'elle montre l'équivalence, sous certaines conditions, entre l'écofiscalité et les marchés de permis d'émission, lorsqu'elle fonde l'analyse coûts/avantages des régulations environnementales. Mais elle doit être complétée par d'autres perspectives.

Du point de vue fiscal, les écotaxes doivent d'abord servir les objectifs spécifiques de la politique de l'environnement, mais elles peuvent aussi encourir à la réforme fiscale générale. La question de la substitution de taxes environnementales à certaines taxes sur le capital (en particulier la taxe professionnelle) est posée ici sans détour. Mais il faut aussi rapidement passer de l'économie à l'économie politique du sujet, pour aborder les conditions de la concurrence internationale (*cf.* les débats sur le « dumping éologique ») aussi bien que certains éléments essentiels de la gouvernance économique, qu'il s'agisse du rôle (à renforcer) de l'Europe en la matière ou du clivage entre les pollutions locales et globales (avec, comme contrepartie obligée, la distinction entre les biens publics locaux et mondiaux).

L'analyse des relations entre la compétitivité et les politiques environnementales est forcément nuancée : si l'objectif de compétitivité doit être mieux intégré dans ces politiques, il ne doit pas impliquer de revoir à la baisse leurs ambitions générales. Les propositions et recommandations sont, quant à elles, fermes. Elles vont du renforcement nécessaire des écotaxes à une implication accrue de l'OMC dans l'élaboration des normes d'environnement, en passant par la création en France d'une autorité analogue aux *Green Tax Commissions* britanniques et par le nécessaire renforcement des études d'impact. Comme sur beaucoup d'autres sujets, les expériences

étrangères (Royaume-Uni, Suède, États-Unis...) dégagent des leçons éclairantes, mais la France et l'Union européenne, chacune à son niveau, doivent savoir déterminer leurs propres objectifs et leur propre cheminement.

Ce rapport ainsi que les commentaires des rapporteurs ont été présentés à Jean-Pierre Raffarin, Premier ministre, lors de la séance plénière du CAE du 27 mai 2004. Il a en outre bénéficié, pour sa préparation, du concours efficace de Jean-Christophe Bureau, à l'époque conseiller scientifique au CAE.

*Christian de Boissieu
Président délégué du Conseil d'analyse économique*

Politiques environnementales, fiscalité et compétitivité des entreprises

Dominique Bureau

*Directeur des Études économiques et de l'évaluation environnementale,
ministère de l'Écologie et du Développement durable*

Michel Mougeot

Professeur à l'Université de Franche-Comté

Introduction

À l'encontre des thèses de Porter (1995) qui envisagent l'adoption précoce de nouvelles normes environnementales comme un facteur de compétitivité des entreprises, la crainte que les politiques environnementales handicapent la compétitivité et la croissance économique tend à prévaloir. Certes les arguments qui la sous-tendent sont souvent contestables. L'influence des groupes de pression apparaît en effet souvent déterminante dans ces débats.

Il n'en demeure pas moins que cette crainte, notamment de la part des milieux industriels, est un élément de contexte, quel que soit le niveau de régulation concerné, national, communautaire, ou celui des accords multilatéraux. Cette crainte s'avère un obstacle récurrent à l'adoption de politiques environnementales ambitieuses, notamment en matière de fiscalité, si l'on se place au niveau national.

L'idée d'un redéploiement fiscal s'appuyant sur l'essor des taxes environnementales pour financer l'élimination des éléments de notre fiscalité générant le plus de distorsions reste pourtant d'actualité en France, même si l'identification de ces distorsions évolue, l'accent étant mis selon les uns sur le coût du travail peu qualifié ou sur les choix des entreprises. L'attention portée actuellement aux questions d'attractivité de notre économie pour la localisation des entreprises conduit à privilégier actuellement le second aspect. Dans ce cadre, l'orientation de substitution fiscale envisagée combinerait un allégement des taxes sur les entreprises, notamment la taxe professionnelle, avec le développement de taxes environnementales.

Dans cette perspective, on se propose de passer en revue les interactions entre politiques environnementales et compétitivité, l'objectif étant d'identifier les conditions et mesures à prendre, notamment sur le plan fiscal, pour concilier au mieux ces deux objectifs. Pour cela, on examinera tout d'abord la question de la définition des politiques environnementales dans un pays qui, comme la France, est soumis à des contraintes fortes de compétitivité et d'attractivité résultant de son insertion dans les échanges internationaux.

À tout le moins, ces contraintes exigent de maîtriser les coûts unitaires de notre économie, prise dans son ensemble. Pour cela les avantages des normes environnementales doivent être en rapport avec les coûts de protection qu'elles font peser sur l'économie, et que ceux-ci soient minimisés. L'examen de cette question conduit à faire le point sur le recours, en France, aux instruments économiques des politiques de l'environnement, et notamment à l'éco-fiscalité.

Au-delà de cette première approche, qui conduira à souligner à quel point un recours accru à ces instruments est économiquement souhaitable, on examinera ensuite dans quelles conditions des politiques environnementales exigeantes peuvent être conciliées avec les contraintes commerciales. À cet égard, on distinguera deux cas : celui des politiques visant des pollutions locales ; et celui des pollutions transfrontalières, ou des biens publics mondiaux, tels que le changement climatique. Dans ce cas on cherchera à préciser les possibilités de conduire des politiques partiellement unilatérales (au niveau national, communautaire ou des pays de l'Annexe B du Protocole de Kyoto), à défaut d'avoir pu les harmoniser au niveau mondial, comme cela serait souhaitable pour gérer un bien global.

La partie suivante teste le diagnostic ainsi établi, en se focalisant sur les industries exportatrices et en intégrant la dimension stratégique du problème. Elle considère donc les interactions possibles entre la libéralisation des échanges, et l'ambition des politiques environnementales des différents pays : faut-il craindre une concurrence vers le bas des normes environnementales ? La concentration des industries polluantes ou la spécialisation induites par cette concurrence entre nations risquent-elles d'être dommageables ?

On revient, finalement, sur la base de ces résultats, sur l'économie du redéploiement fiscal suggéré ci-dessus.

1. L'économie des coûts de protection de l'environnement

Le fait que les régulations environnementales aient un coût ne les discrédite pas du point de vue économique. Tout d'abord, elles suscitent, au sein des productions nationales, des substitutions vers les produits et les procédés les moins polluants. Renoncer à certaines productions très polluantes semble par ailleurs justifié, si le coût des dommages en jeu excède les coûts d'abattement à supporter pour les éviter. Enfin, si la sévérité relative des

régulations environnementales dans les différents pays reflète correctement les capacités d'absorption des milieux dans chacun de ceux-ci, leur impact sur la spécialisation serait conforme à l'idée qu'un pays doit se spécialiser dans les produits intensifs en ressources dont il est relativement doté en abondance, cette spécialisation procurant des gains de bien-être aux pays concernés. L'abondance relative des facteurs devrait en effet s'apprécier en considérant l'ensemble des ressources nécessaires au développement économique, y compris donc les ressources environnementales.

Dans cette perspective, des politiques environnementales ambitieuses ne seraient pas nécessairement un obstacle à la compétitivité de l'économie dans son ensemble, dès lors qu'elles sont fixées au niveau approprié, et que les instruments qui minimisent les coûts de protection à objectif environnemental donné ont été sélectionnés, de manière à ce qu'elles ne pèsent pas exagérément sur les coûts unitaires de l'économie. Cette vision favorable des relations entre environnement et compétitivité économique suppose que les régulations environnementales soient efficaces, au sens où l'entend l'économie de l'allocation des ressources. C'est à l'examen de la mise en œuvre de cette condition de non-gaspillage des ressources économiques que nous nous attachons donc en premier lieu.

1.1. L'efficacité des régulations environnementales

Le premier point à apprécier est l'ampleur des avantages qui peuvent être mis en regard des coûts associés aux régulations environnementales. La difficulté tient ici à ce qu'ils sont extrêmement divers. Si l'on simplifie à l'extrême, on peut les regrouper autour de deux pôles, distinguant l'impact sanitaire des pollutions, et les services procurés par les écosystèmes. La frontière entre ces deux types d'avantages est cependant loin d'être étanche, une justification importante à la mise en place de politiques visant à se prémunir contre l'effet de serre ou à préserver la biodiversité résidant justement dans l'importance de l'intégrité des écosystèmes et des autres espèces pour la santé humaine. La disparition d'espèces nous prive en effet d'outils pour la recherche biomédicale et le développement de nouveaux médicaments. Elle accroît l'impact pour la santé humaine de certaines maladies infectieuses. Plus généralement, la gratuité des services fournis par les écosystèmes conduit souvent à perdre de vue leur importance comme support de toute la vie (Chivian et Bernstein, 2004).

La prévention de dommages sanitaires, qui peuvent selon les cas résulter d'épisodes aigus d'exposition ou au contraire de son caractère chronique, se trouve à l'origine de la plupart des politiques environnementales mises en place dans le domaine de la qualité de l'air ou de la qualité de l'eau, qui visent à supprimer, par exemple, l'exposition des populations aux métaux lourds. Le tableau suivant rappelle, dans cette perspective, les effets de la pollution de l'air sur la santé.

1. Polluants atmosphériques et leurs effets sur la santé

Polluants primaires	Polluants secondaires	Effets
Particules (BS, PM ₁₀ , PM _{2,5})		<ul style="list-style-type: none"> Morbidity cardio-pulmonaire (admissions à l'hôpital pour troubles cérébro-vasculaires, insuffisance cardiaque congestive, bronchite chronique, toux chronique chez les enfants, symptômes sur les voies respiratoires inférieures, toux chez les asthmatiques) Mortalité : réduction de l'espérance de vie due à l'exposition à court et long terme
Dioxyde de soufre (SO ₂)		<ul style="list-style-type: none"> Morbidity cardio-pulmonaire (hospitalisation, consultation chez le médecin, asthme, arrêt maladie, activité restreinte) Mortalité
SO ₂	Sulfates	<ul style="list-style-type: none"> Comme les particules
Oxydes d'azote (NO _x)		<ul style="list-style-type: none"> Morbidity (respiratoire, irritation oculaire ?)
NO _x	Nitrates	<ul style="list-style-type: none"> Comme les particules
NO _x + VOC (composés organiques volatils)	Ozone	<ul style="list-style-type: none"> Morbidity (admissions à l'hôpital pour troubles respiratoires, journées d'activité restreinte, crises d'asthme, journées à symptômes) Mortalité
PAH (hydrocarbures aromatiques polycycliques), suie de gasoil, benzène, 1,3-butadiène		<ul style="list-style-type: none"> Cancers
Monoxyde de carbone		<ul style="list-style-type: none"> Morbidity (cardio-vasculaire), Mortalité (insuffisance cardiaque congestive)
Dioxines		<ul style="list-style-type: none"> Cancer
Arsenic, cadmium, chrome, nickel		<ul style="list-style-type: none"> Cancer Autre morbidité
Mercurie, plomb		<ul style="list-style-type: none"> Morbidity (neurotoxique)

Source : Rainer, Rabl et Spadaro (2001).

Disposant des relations « dose-effet » et connaissant les expositions, les avantages sociaux correspondants peuvent être chiffrés en termes de nombre d'années de vie gagnées, ou de morbidité, que l'on peut valoriser ensuite en termes monétaires, par référence aux efforts que la collectivité est prête à consentir en général pour améliorer l'espérance et la qualité de vie des populations. L'étude « ExternE » réalisée par la Commission européenne a ainsi évalué la valeur des coûts externes associés aux émissions de différents polluants atmosphériques (tableau 2).

2. Valorisation des dommages liés à la pollution de l'air, d'après ExternE^(*)

En euros par tonne de polluant émis

SO ₂	NO _x	Particules	Ozone
7 500 à 15 300	10 800 à 18 000	6 100 à 57 000	1 500

Note : (*) 1998, données pour la France, sauf ozone où le chiffre est pour l'Europe.

Source : Étude ExternE, Commission européenne.

L'évaluation des dommages à la nature, ou en sens inverse, de la valeur des services rendus par celle-ci doit prendre en compte de multiples dimensions : incidences sur les fonctions hydrologiques et de régénération des sols, sur les écosystèmes forestiers ou prairiaux ; dilution et élimination de déchets ; fourniture d'habitats ; maintien de variétés biologiques utiles pour s'adapter à des variations climatiques, etc. Souvent cette évaluation est délicate, notamment lorsqu'il s'agit d'appréhender leur contribution en termes de valeur esthétique et de services récréatifs.

En l'absence d'un marché pour ce type de biens environnementaux, aucune indication de prix n'est en effet disponible. Néanmoins, cela ne signifie pas que l'environnement n'a pas de valeur. De plus, derrière ce terme unique de « valeur », se cache une pluralité de concepts. S'agit-il d'une valeur d'usage déterminée par les services rendus par le bien considéré (exploitation d'une forêt) ou par les activités récréatives qu'il, permet ? S'agit-il d'une valeur d'option (le site a une valeur pour pouvoir en profiter dans le futur), d'une valeur de legs, à transmettre aux générations futures, ou encore d'une valeur d'existence ? La prise de conscience de ces spécificités et de l'intérêt d'effectuer des évaluations en matière d'environnement, a conduit au développement de différentes méthodes d'évaluation, dont les résultats suggèrent que l'on sous-estime souvent la valeur des aménités et des dommages environnementaux.

Grâce au développement de ces méthodes (Scherrer, 2002 et 2004), la réalisation de bilans coûts-avantages des politiques environnementales est aujourd'hui possible. Dans de nombreux cas elle conduit à les situer favorablement en termes d'efficacité par rapport à celle des autres politiques publiques.

Les exigences d'efficacité et de compétitivité économiques justifient cependant de les sélectionner rigoureusement. À cet égard, les évaluations générales de cette efficacité dont on dispose (Myrick Freeman, 2002, à propos des États-Unis, tableau 3) mettent en évidence un renforcement tendanciel de ce besoin de sélectivité. Les régulations mises en place au début des années soixante-dix, telles que le Clean Air Act, présentent en effet rétrospectivement des bilans coûts-avantages très bénéfiques. En revanche les régulations plus récentes, et notamment celles qui ont été mises en place dans les autres domaines que la pollution de l'air, apparaissent plus

hétérogènes. Leur bilan pourrait par ailleurs être fortement amélioré en sélectionnant mieux les mesures et les instruments d'intervention publique.

3. Efficacité coût-avantages des réglementations américaines dans le domaine de l'air

	Bénéfices	Coûts	Bénéfices nets
<i>Clean Air Act</i>	1 644 (année 1990)	34,3 dont : • sources mobiles 8,8 • source fixes 23,5 • autres 2	1 610
Proposition d' <i>Air Quality Standards</i>		11,3 1,4	13,7 à 126 - 0,9 à 1,4
• PM 2,5 • Ozone	25 à 135 0,5 à 2,8		

Source : D'après Myrick Freeman III, 2002.

1.2. Instruments économiques et minimisation des coûts de protection

Les instruments économiques, c'est-à-dire la fiscalité environnementale incitative et les marchés de permis d'émissions ou de quotas échangeables, revêtent ici un intérêt particulier. Ils sont en effet conçus intrinsèquement pour assurer une répartition des efforts de protection de l'environnement qui en minimise le coût total pour l'économie, les efforts étant réalisés par les sources de pollution ayant les coûts d'abattement les plus faibles.

Du point de vue économique, le cœur des politiques environnementales consisterait ainsi à établir des incitations économiques pour orienter efficacement les choix de protection. Idéalement, le signal « prix » correspondant devrait refléter le coût marginal des dommages associés aux comportements de pollution. La mise en place de taxes environnementales ou écotaxes « pigouviennes », conçues dans cette perspective incitatrice, constitue un moyen pour faire ressentir aux acteurs économiques le coût des dommages qu'ils font subir aux milieux ou aux autres agents, et opérer cette internalisation.

Le recours à des marchés de permis d'émissions constitue un moyen équivalent d'opérer cette « internalisation ». Dans le cas de l'éco-fiscalité, le signal-prix est en effet obtenu directement par le biais des taxes ou subventions, qui s'incorporent aux prix des produits ou des facteurs de production. Dans le cas d'un marché de permis, il émerge indirectement du fonctionnement du marché, qui se constitue dès lors que l'on restreint les droits d'émissions par rapport à la situation historique où celles-ci étaient gratuites et illimitées, et que l'on introduit l'instrument de flexibilité consistant à les

rendre échangeables. De cette manière, les efforts effectifs de réduction d'émissions sont réalisés par les agents pour lesquels ils seront les moins coûteux. Cet instrument s'est développé aux États-Unis dans un contexte idéologique et budgétaire conduisant à proscrire toute nouvelle réglementation aussi bien que toute nouvelle taxe, alors même que les enjeux sanitaires de la pollution atmosphérique apparaissaient de plus en plus prégnants.

Cette approche économique, fondée sur le signal-prix, s'oppose fondamentalement, à la fois à celle des approches volontaires, et à celle de la réglementation. D'un côté, elle reconnaît en effet que les marchés n'intègrent pas spontanément les ressources environnementales, vis-à-vis desquelles chacun a intérêt à se comporter en « passager clandestin », cherchant à se les approprier gratuitement. La surexploitation des ressources, ou la congestion s'il s'agit de bien à qualité variable, ou encore l'insuffisance de prévention, s'il s'agit de risque faisant l'objet de mutualisation, qui en résulte, ne peuvent donc être corrigées sans une action publique déterminée. De l'autre, celle-ci peut prendre des formes plus efficaces que la réglementation, qui en général ne répartit pas efficacement les efforts de protection, demandant des efforts excessifs à certains, laissant des gisements inexploités chez d'autres.

L'OCDE (2003a) s'est attachée récemment à évaluer les approches volontaires, telles que les accords négociés avec l'industrie, ou les programmes publics auxquels les entreprises peuvent participer de manière volontaire. Celles-ci sont en effet souvent présentées comme une alternative à l'approche économique traditionnelle des politiques environnementales, qui serait plus performante au regard des contraintes de compétitivité. Cependant, le rapport conclut que l'efficacité de ces instruments est souvent sujette à caution et que leur efficience économique est souvent faible, illustrant les problèmes de passager clandestin évoqués ci-dessus. Il observe en effet que les comportements opportunistes, dans lesquels une entreprise parvient ainsi à éviter l'application d'une taxe ou d'une réglementation plus stricte, par exemple, sans avoir à réaliser d'efforts de réduction allant au-delà du scénario « au fil de l'eau », sont un problème important dans de nombreuses approches volontaires collectives. Il observe de plus que, si une manière d'éviter ce comportement consiste à définir des objectifs de performance environnementale distincts pour chaque entreprise, cette méthode serait en général incompatible avec les objectifs d'efficience économique, compte tenu des frais administratifs considérables qui devraient être engagés.

Historiquement, la réglementation a constitué l'instrument privilégié des politiques environnementales, qui se sont en effet focalisées, au départ, sur les pollutions ponctuelles. Un certain nombre de recommandations a émergé progressivement pour en améliorer la qualité, vis-à-vis notamment du processus d'innovation et de la compétitivité, qu'il serait souhaitable de mettre en œuvre plus systématiquement en France, lorsqu'il est recouru à cet instrument :

- établir une réglementation environnementale propice à l'innovation, en favorisant les obligations de résultat plutôt que de moyens ;

- encourager à dépasser les objectifs, grâce à des incitations financières ;
- diffuser largement l’information relative à ces innovations, en administrant le système de manière concertée, producteurs-régulateurs, l’Allemagne étant souvent présentée comme modèle à cet égard ;
- minimiser les situations d’incertitude, de manière à ce que les industriels aient une lisibilité suffisante de l’évolution réglementaire pour être incités à s’engager dans des actions précoce s ;
- favoriser les politiques intégrées de produits et de *process*... ;
- informer producteurs et consommateurs de la mésutilisation des ressources et des améliorations technologiques potentielles.

Il n’en demeure pas moins que la réglementation est intrinsèquement rigide, et qu’elle est dominée par les instruments économiques (éco-fiscalité et marchés de permis) en termes d’efficacité, y compris pour ce qui concerne la stimulation de l’innovation. Requate et Unold (2003) et Saint-Paul (2004), montrent par ailleurs que l’on ne peut établir de hiérarchie générale entre les performances des taxes ou des permis à cet égard.

1.3. Retour d’expérience

Les écotaxes, dont les principes ont été formulés théoriquement par Pigou dès les années vingt, ont pris leur essor en Europe à la fin du siècle dernier. Les pays nordiques en furent les précurseurs, au début des années quatre-vingt-dix, rejoints ensuite par une deuxième vague comprenant notamment le Royaume-Uni. L’expérience accumulée à leur propos, bien synthétisé dans les revues de l’OCDE (2001), confirme leur efficacité et leur supériorité par rapport aux approches réglementaires, ou *command and control*, pour minimiser les coûts de protection à engager pour atteindre un objectif environnemental donné. Toutefois, elles mettent en lumière une condition importante de réussite : la mise en place de telles taxes n’a d’intérêt que si celles-ci sont fixées à un niveau incitatif approprié, et que si elles pèsent effectivement sur les choix de gestion des agents concernés.

Par ailleurs, les possibilités de différencier géographiquement les taux sont apparues contraintes, les écotaxes présentant de réelles limites quand il s’agit des pollutions très locales, pour lesquelles d’autres instruments peuvent être plus appropriés, comme l’illustre l’exemple suivant, qui pourrait utilement être transposé en France pour alléger les conflits d’usage dans les zones sensibles du littoral ou de la montagne.

Ces revues expriment le consensus qui s’est progressivement forgé sur le champ d’application des écotaxes. Elles conduisent, en particulier, à prendre un certain recul vis-à-vis de l’argument du « double dividende », suivant lequel les écotaxes seraient non seulement bénéfiques par leur impact sur les comportements polluants, mais aussi grâce aux marges de manœuvre qu’elles apportent pour baisser d’autres impôts.

1. Exemple d'alternative à l'écofiscalité : droits d'aménagement négociables des New Jersey Pinelands (d'après Neuville, 2003)

Parmi les instruments économiques, autres que les instruments classiques comme la fiscalité, qui peuvent être utilisés pour protéger et gérer de façon durable le patrimoine naturel, figurent les marchés de droits portant sur l'usage des terres. Le dispositif de droits d'aménagement négociables du New Jersey Pinelands en est l'un des exemples les plus connus, dont la mise en place remonte à la fin des années soixante-dix et qui a été étendu par la suite.

Les New Jersey Pinelands représentent une zone d'environ un million d'acres (400 000 ha) de forêts largement intactes (pins et chênes), de vastes fermes, de torrents et de rivières située au centre d'une des régions les plus peuplées des États-Unis, à proximité de grandes villes comme Philadelphie et New York. La pression d'urbanisation y est élevée, mais aussi la valeur de conservation, notamment récréative et paysagère, de ces habitats.

À la base du dispositif mis en place se trouve un plan de gestion comprenant un zonage. Une autorité régionale, la Commission des Pinelands, a été créée en 1978-1979 par la législation fédérale et de l'État pour élaborer ce plan de gestion et mettre en place un système de crédits de développement. Le zonage comporte une division des terres en 3 catégories : une zone centrale de conservation stricte, où les activités agricoles sont très limitées et les constructions résidentielles interdites, une zone avec un statut de protection intermédiaire où sont permises des activités agricoles plus intensives mais avec des possibilités de constructions résidentielles très limitées, enfin une zone de développement, essentiellement résidentiel, à la périphérie de la réserve. Un soutien financier a été prévu pour les collectivités locales se conformant à ce plan d'ensemble.

Le système de droits échangeables porte sur des crédits de développement. Il a été établi pour permettre des échanges entre les propriétaires de terres situés dans les zones protégées et dans les zones de développement. Les propriétaires fonciers dans les zones protégées peuvent acquérir des crédits en prenant des engagements de conservation sur leurs terres, sur une base volontaire. Ces crédits peuvent ensuite être achetés par les propriétaires de terres situées dans les zones de développement, afin d'accroître la densité de développement permise sur leurs terres, dans certaines limites. L'échange de droits a été facilité par la création d'une institution chargée de la gestion du marché, la Pinelands Development Credits Bank. Entre 1982 et 1992, près de 10 000 acres (4 000 ha) ont été protégés grâce à l'attribution de 859 crédits. 180 projets de développement ont été approuvés, utilisant 470 crédits pour accroître la densité autorisée. Le système a été étendu en 1992 aux principales zones de forêts des New Jersey Pinelands qui n'étaient pas encore couvertes par le système précédent. Ces dispositifs permettent d'introduire de la souplesse dans la politique de protection et de faire participer les acteurs (collectivités locales, propriétaires fonciers) sur une base volontaire grâce à des incitations financières, en offrant aux propriétaires une rémunération en contrepartie des contraintes liées à la protection de terres de valeur écologique.

L'idée qui tend à prévaloir aujourd'hui est que l'utilisation des écotaxes ne peut être réellement justifiée en dehors des gains attendus pour l'environnement, c'est-à-dire du « premier dividende ». Ceci n'empêche pas que certaines taxes environnementales peuvent concourir à la réforme fiscale générale, en facilitant la réduction de distorsions préexistantes, grâce aux recettes qu'elles génèrent. Mais ceci ne peut être leur finalité première. De plus, pour que les écotaxes soient acceptées, il est souvent nécessaire d'en restituer une partie aux pollueurs, sous forme forfaitaire évidemment pour en conserver les vertus incitatives.

L'expérience britannique (Smith, 2003) est ici illustrative. En une dizaine d'années, l'instauration des écotaxes au Royaume-Uni a connu des progrès impressionnants, au-delà des changements de majorité politique. Il s'agit là d'une véritable réforme, combinant la création de nouvelles taxes, la suppression des mesures agissant comme « subventions à la pollution », et le « verdissement » de la fiscalité. De nouvelles taxes ont été créées, inspirées des principes « pigouviens » évoqués ci-dessus. En relèvent les taxes sur les décharges, celles sur les granulats et, plus récemment, la taxe sur le changement climatique, et l'introduction de péages de congestion à Londres. À ce jour, ces péages constituent l'application opérationnelle la plus avancée des idées développées par Vickrey il y a une trentaine d'années. L'expérience a suscité initialement des réactions très dubitatives chez la plupart des observateurs français. Pourtant, les premiers résultats semblent très favorables et confirment le rôle des incitations monétaires pour orienter les comportements en faveur de la protection de l'environnement. Simultanément, ont été supprimés les éléments de la fiscalité existante opérant comme des « subventions à la pollution » avec l'élimination, dès fin 1994, du différentiel entre gazole et supercarburant. Enfin, a été opéré le « verdissement » de cette fiscalité existante, avec l'introduction d'éléments différenciels jouant dans un sens vertueux.

Ce processus de réforme retrouve beaucoup des éléments mis en lumière par les revues de l'OCDE. Tout d'abord, il souligne la distinction polaire à opérer entre deux types de taxes du point de vue des finances publiques avec :

- d'un côté, des taxes sur des biens représentant des postes de consommation importants, dont l'élasticité-prix est significative mais modérée, ce qui est le cas des consommations énergétiques et de l'usage des transports routiers. Dans ce cas, les écotaxes peuvent procurer des recettes fiscales pérennes ;
- de l'autre, des taxes à taux élevé et petite assiette, qui permettent de modifier structurellement des comportements ciblés. En général, les recettes fiscales correspondantes s'amenuisent rapidement une fois les comportements modifiés. Le cas de taxe irlandaise sur les sacs de caisse (en plastique) en constitue un exemple.

Dans les deux cas, se pose la question des compensations à opérer pour rendre acceptable l'instrument. Mais l'économie politique en est assez différente. Pour les taxes affectant des biens dont l'élasticité-prix demeure

modérée, domine le débat macroéconomique sur le double dividende, et celui sur le risque de dissipation des ressources financières ainsi générées. Pour les taxes plus ciblées, la difficulté est d'intéresser les ministères des Finances à concevoir des taxes relativement compliquées et rapportant finalement peu, mais permettant d'éviter de recourir à d'autres instruments de protection, dont les coûts seraient beaucoup plus élevés. Bien évidemment cette difficulté se trouve renforcée lorsque les écotaxes sont fixées à un niveau trop faible pour être incitatif, comme cela demeure souvent le cas pour beaucoup des écotaxes existant en France.

2. La taxe irlandaise sur les sacs de caisse (d'après Arnold, 2003)

En Irlande, la plupart des sacs de caisse terminent leur vie en décharge avec le flux des déchets ménagers. Néanmoins, une proportion difficile à estimée est abandonnée dans la nature. Face à ce constat, le gouvernement irlandais s'est appuyé sur les arguments suivants pour mettre en place une taxe sur les sacs de caisse :

- les efforts réalisés par les distributeurs pour promouvoir des alternatives au sac plastique jetable ne se sont pas révélés particulièrement efficaces ; du fait, semble-t-il, d'un manque de motivation des consommateurs ;
- les possibilités de recyclage sont limitées, de par la nature des sacs de caisse et le manque d'infrastructures de collecte et de recyclage en Irlande.

Le gouvernement irlandais affirmait dès le départ que l'objectif principal de cette taxe est de diminuer l'abandon des sacs plastiques dans la nature, en en réduisant la consommation. La taxe est entrée en vigueur le 4 mars 2002 et s'élève à 15 centimes d'euros par sac. Elle est payée trimestriellement par tous les distributeurs, qui ont l'obligation de la répercuter entièrement et de façon visible sur la facture du consommateur.

L'ensemble des sacs plastiques est concerné, à l'exception : des sacs contenant – sans autre emballage – des fruits, des légumes, des vêtements, des produits laitiers et de l'alimentation cuisinée ; des sacs contenant du poisson frais et de la viande fraîche ; des sacs réutilisables facturés au moins 70 centimes au consommateur. La taxe touche ainsi l'essentiel des « sacs bretelle », ainsi qu'une part des sacs publicitaires.

La consommation de sacs de caisse a connu une réduction drastique seulement un an après la mise en place de la taxe. Le gouvernement irlandais estime cette réduction à environ 90 %. Cet effet radical est en grande partie dû à certaines caractéristiques des sacs de caisse :

- la taxe a eu pour effet de donner un prix à un bien auparavant gratuit, marquant ainsi une rupture dans la façon de consommer ce bien.
- produit facilement substituable : la fonction remplie par les sacs de caisse peut être aisément assurée par d'autres produits, que ce soit pour le transport des achats (sacs cabas) ou pour les utilisations secondaires (sacs poubelles...).

Un autre point souvent souligné par l'OCDE concerne les institutions nécessaires à la construction de l'acceptabilité des écotaxes. Dans les pays nordiques et aux Pays-Bas, un élément clef de celle-ci a résidé dans la mise en place de *Green Tax Commissions* réunissant des représentants du public, de l'industrie, des milieux académiques et des experts de l'environnement et de la fiscalité. Si le Royaume-Uni n'a pas créé de telles commissions, il a eu recours à des institutions similaires : rapport sur la qualité de l'air urbain, qui a précédé la suppression du différentiel gazole-super ; rapport Marshall sur le recours aux instruments économiques pour lutter contre le changement climatique, puis concertation approfondie sur les projets de mise en œuvre, etc.

Il en ressort deux dimensions complémentaires : l'évaluation nécessaire de la valeur monétaire des dommages concernés, pour justifier le taux de la taxe ; et la construction d'un consensus sur ces propositions de fiscalité. Certes l'évaluation de la valeur monétaire des dommages n'est pas suffisante pour assurer que le taux sera fixé au niveau approprié, notamment si la taxe correspondante est perçue comme régressive du point de vue de la redistribution. Par ailleurs, l'exemple de la taxe britannique sur la mise en décharge montre que l'évaluation initiale peut sous-estimer les dommages, obligeant ensuite à réévaluer la taxe. Pour autant, il est frappant de constater que, pour les principales taxes citées, des évaluations du coût des dommages associés étaient disponibles. Ceci suggère qu'en l'absence de telles évaluations et de leur objectivation, l'acceptabilité des écotaxes est compromise.

Seconde dimension, la construction institutionnelle d'un consensus sur ces propositions fiscales, traitant explicitement des problèmes de compensations éventuelles qu'elles soulèvent, ainsi que des conditions d'utilisation des ressources fiscales. La question du choix des instruments – taxes ou permis d'émissions échangeables –, ou leur combinaison, devient aussi de plus en plus importante à traiter dans ce cadre, maintenant que les deux types d'instruments apparaissent opérationnels. À mesure que les problèmes environnementaux se complexifient, c'est en effet une panoplie d'instruments qui est utilisée, dont la doctrine d'emploi se précise. Typiquement, on peut considérer, par exemple, que le développement de marchés de permis d'émissions dans les zones d'excédent structurel au regard de la directive nitrates serait mieux approprié que l'éco-fiscalité, qui se prête moins à de fortes différenciations en fonction de l'état local des milieux.

1.4. La situation française

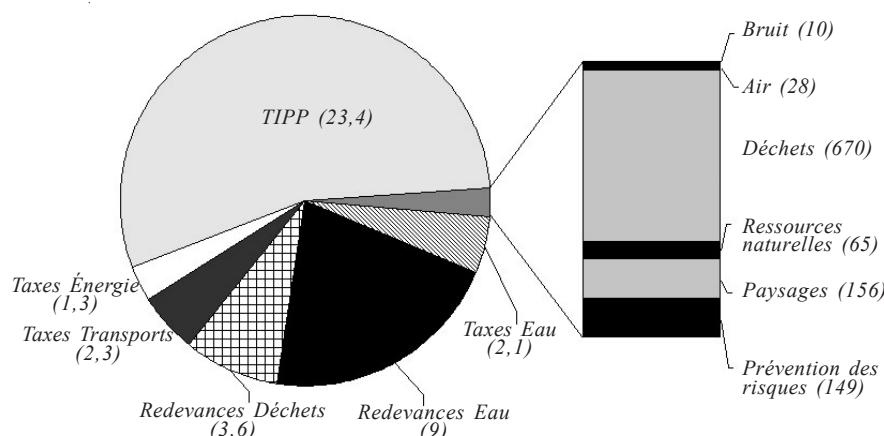
L'étude de Caicedo et Berger (2003), permet d'apprécier la situation française au regard de ce processus. Il en ressort que l'expérience française en matière de fiscalité écologique est à la fois ancienne, si l'on se réfère à la mise en place du système des agences de l'eau, et de leurs redevances en 1964, ou à la taxation des carburants, et nouvelle, avec la mise en œuvre de la taxe générale sur les activités polluantes en 1999. Le constat fait alors était en effet que les taxes de financement, formes tradi-

tionnelles de la fiscalité de l'environnement, avaient pour objectif non pas de décourager les comportements polluants, mais simplement de dégager les financements nécessaires à la réparation partielle des dommages causés à l'environnement.

Suivant cette étude (graphique 1), la « fiscalité » liée à l'environnement représentait en 2001, 42,8 milliards d'euros, soit un montant de l'ordre de grandeur de la dépense pour la protection de l'environnement (2 % du PIB et 5 % des recettes fiscales totales). Les redevances (contreparties directes de services rendus) pèsent près de 13 milliards d'euros, essentiellement les redevances sur l'eau (9 milliards d'euros) et sur les déchets. Le montant total des taxes est dominé, comme dans la plupart des pays, par les taxes sur les produits pétroliers (TIPP). Principalement assise sur les carburants, elle représentait 23,4 milliards d'euros en 2001. Pour les autres domaines environnementaux, les mesures comptent pour des montants plus faibles qui se mesurent en millions d'euros, allant des taxes sur les déchets (670 millions d'euros) aux taxes sur le bruit (10 millions d'euros).

1. Les recettes de la fiscalité environnementale en France en 2001

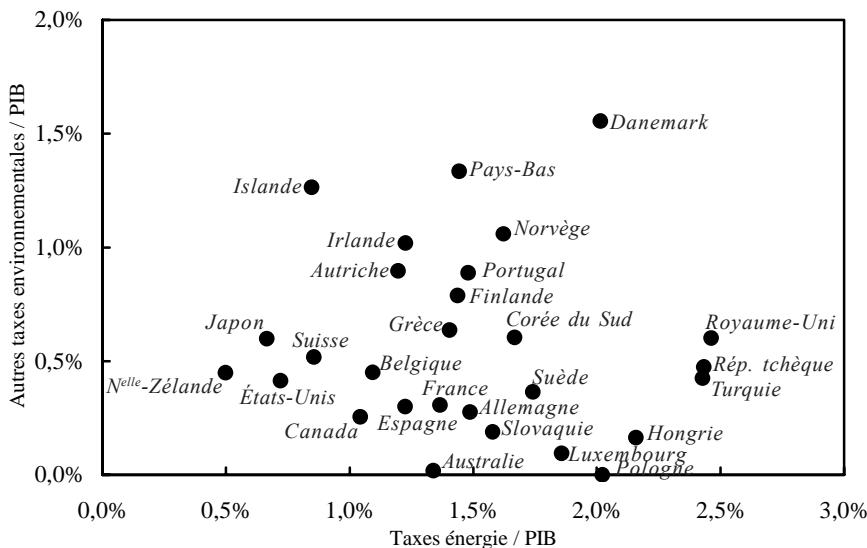
En milliards d'euros



Source : Rapport à la Commission des Comptes et de l'économie de l'environnement sur la fiscalité liée à l'environnement (2003) et Caicedo et Berger (2003).

Les comparaisons internationales situent aujourd'hui la France en retrait. Le graphique 1 montre en effet la France en position moyenne pour les taxes sur l'énergie. Mais elle est très en retrait pour les autres taxes environnementales, alors même que, contrairement à certains pays qui apparaissent à un niveau similaire de ce point de vue, nous n'avons pas non plus eu recours à l'instrument économique alternatif que constituent les marchés de quotas échangeables.

2. Les recettes des taxes sur l'énergie et des autres taxes environnementales pour les pays de l'OCDE en 2001



Source : Caicedo, d'après données OCDE.

L'essor de l'éco-fiscalité en France s'est trouvé interrompu avec l'échec de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) sur les consommations intermédiaires d'énergie. À cette occasion, a été soulevé un problème juridique, vis-à-vis de compensations opérées sous la forme d'abattements à la base pour les industries grosses consommatrices d'énergie. Outre la résolution de ce problème, la reprise du processus ne semble pouvoir être couronnée de succès que si la plus grande attention est portée à la construction de son acceptabilité. Suivant ce qui précède, celle-ci nécessite à la fois une pédagogie générale sur le rôle du signal « prix » pour orienter les comportements, une évaluation rigoureuse des bénéfices et des coûts des mesures proposées, et un processus permettant d'établir un consensus sur de tels projets, y compris la question de l'utilisation des ressources financières dégagées. Sous ces conditions, le graphique 2 suggère que le poids des taxes environnementales en France pourrait être accru de 1 à 2 points de PIB.

L'étude de l'OCDE « pour une croissance écologiquement durable » (2001) identifiait différents domaines pour le développement d'écotaxes en France, sur la base d'un constat général que les taxes existantes étaient peu alignées sur les externalités environnementales, et que beaucoup restait à faire pour infléchir les comportements d'émissions diffuses : réduction du différentiel entre gazole et super, sachant que son ampleur peut être justifiée par l'écart d'émissions de CO₂ entre véhicules légers utilisant l'essence ou le gazole ; taxation des émissions de gaz à effet de serre ; régulation de la mobilité par la tarification du stationnement et des systèmes de péage en zone urbaine ; maîtrise des pollutions azotées ; inflexion de la production de déchets ; etc.

3. Résumé de l'étude « Comment encourager une croissance écologiquement durable en France ? » (par Vourc'h et Lenain, OCDE, 2001)

Ce document analyse certains aspects économiques de la politique de l'environnement en France, en se concentrant sur les émissions de gaz à effet de serre, la pollution de l'eau et les rejets dans l'air en milieu urbain. Comme la plupart des autres pays de l'OCDE, la France cherche depuis quelques années à rendre sa croissance durable pour l'environnement. Ces efforts ont longtemps été basés sur les instruments traditionnels de protection de l'environnement, notamment des normes réglementaires. Cette approche a toutefois manqué d'efficacité économique, car elle n'a pas permis de concentrer les efforts sur les sources de pollution ayant les coûts d'abattement les plus faibles. Ces insuffisances ont conduit les autorités à adopter une nouvelle approche fondée sur une utilisation plus importante et plus efficace de l'analyse et des instruments économiques. Toutefois, la mesure adoptée pour réduire les émissions de gaz à effet de serre – la négociation d'engagements volontaires avec les industriels – ne permettra pas de réduire significativement et au moindre coût ces émissions, comme le montre l'expérience internationale. Elle devrait donc être considérée comme transitoire. Pour améliorer l'efficacité de la gestion de la ressource en eau, les redevances payées sur la consommation d'eau et les rejets d'eaux usées ne devraient plus être affectées au budget des Agences de l'eau, et elles devraient être mieux alignées sur le coût des externalités. Des solutions miracle au problème complexe du trafic automobile en milieu urbain n'existent pas, mais plusieurs pistes pourraient permettre de progresser, comme une tarification plus incitative du stationnement, la mise en place des péages urbains dans les grandes agglomérations et des encouragements économiques liés au co-voiturage.

1.5. Voies de réforme

Le rapport de la Commission des comptes de l'économie de l'environnement consacré à la fiscalité liée à l'environnement (2003) permet de préciser ce diagnostic. Il fournit en effet un panorama exhaustif des mesures de notre système fiscal ayant un impact environnemental. De plus leurs taux et assiettes y sont mis en perspective, à la fois par référence aux dispositifs existants chez nos principaux partenaires, et par rapport aux éléments disponibles sur les coûts des dommages et les coûts de dépollution concernés. Un tel recensement est nécessaire pour définir les voies de réforme souhaitables pour une meilleure internalisation des coûts environnementaux en France, la fiscalité environnementale devant, par nature, être composée d'autant d'instruments que de pollutions et de milieux à prendre en considération.

On peut cependant en identifier quelques grands axes à partir de la comparaison avec la situation au Royaume-Uni, telle qu'elle est décrite par l'OCDE (2002) et Smith (2003). Ce pays est en effet comparable au nôtre à beaucoup d'égards (superficie, densité de la population, richesse, structure urbaine, milieux...)

4. Principales taxes environnementales au Royaume-Uni (2003)

Taxe	Taux	Recette fiscale	Commentaire	Situation française
Mise en décharge	15 £/t (2004)	502 M £ (2002)	Le Cabinet Office Strategy Unit Paper (2002) envisage un niveau de 35 £ à moyen terme	7,5 à 9,15 €/t (2002)
Changement climatique	Gaz et charbon 0,15 p/kWh Électricité 0,43 p/kWh	~ 1 Md £	Réduction de 80 % pour les industries intensives en énergie ayant contracté avec le DEFRA	
Granulats	1,6 £/t	305 M £		0,09 €/t
Carburants	Super sans plomb 0,75 €/l Gazole 0,73 €/l (2002)	21,6 Mds £	Défferentiation gazole-super éliminée dès 1994	Super sans plomb 0,59 €/l Gazole 0,39 €/l

Sources : D'après OCDE (2002), Smith (2003) et CCEEN (2003).

Le tableau 4 fournit un bon exemple de ce qui peut être fait dans le domaine des taxes environnementales du premier type, c'est-à-dire celles procurant des recettes significatives, tout en conservant des taux cohérents avec l'évaluation des dommages environnementaux. L'ampleur du différentiel gazole-super qui demeure en France ne peut en effet être justifié par l'écart d'émissions polluantes. Surtout le transport routier de marchandises reste notoirement sous-tarifé en France. Pour apprécier ce point il faut mesurer le degré d'internalisation des coûts externes et environnementaux qui est réalisé dans le système de prix par rapport à ce que prescrirait la règle « pigouvienne » rappelée ci-dessus. À cet égard, le taux de couverture, rapportant les redevances et recettes fiscales associées à l'usage des véhicules aux coûts sociaux des poids lourds, s'établit entre 0,56 et 0,75 selon que l'on considère mesure des coûts externes de congestion à court terme, ou que l'on considère des coûts complets plus représentatifs des coûts de développement des infrastructures mises en place en réponse à cette congestion (Delache et al., 2003). Certes les taux de couverture sont plus favorables si l'on considère le seul réseau national, du fait du poids des péages autoroutiers. Cependant, on ne peut négliger la sous-tarification observée sur les autres réseaux car les relations entre mobilité et croissance économique doivent être appréciées plus globalement dans le long terme, l'impact du prix du transport sur l'organisation urbaine et territoriale étant déterminant à cet horizon.

En ces domaines, l'expérience britannique montre qu'un pays de l'union européenne peut, isolément, poursuivre sur plusieurs années une politique de relèvement régulier de sa fiscalité, si celle-ci est programmée et perçue

comme crédible. Au-delà, l'insertion dans un processus harmonisé au niveau européen semble nécessaire. Deux autres points notables de la situation britannique sont le maintien d'une taxe différentielle sur les véhicules, modulée en fonction des émissions de CO₂, et l'introduction, déjà évoquée, de la « *Central London Congestion Charge* », c'est-à-dire d'un péage urbain incitatif, pour réguler la congestion urbaine à Londres. Dans le domaine de la pollution de l'air, la situation britannique est plus proche de la nôtre, la maîtrise des émissions industrielles ayant été principalement obtenue par un dispositif réglementaire de type installations classées. Toutefois, dans le cadre de la mise en œuvre de la directive sur les grandes installations de combustion, le DEFRA (ministère britannique en charge des questions d'environnement) a envisagé d'élargir sa panoplie d'instruments en comparant les coûts de l'approche des valeurs limites d'émissions réglementées avec celles alternatives que constituerait la mise en place d'un plan de gestion ou de marché de permis d'émissions. Dans le domaine de l'eau, un document consultatif publié en 1997 avait analysé différentes variantes de redevances de pollution, de nature analogue à celles de nos agences de l'eau.

L'examen de la réforme fiscale suédoise (OCDE, 1995) permet de compléter l'analyse pour ce qui concerne le second type de taxes, c'est-à-dire les taxes plus ciblées, à fort effet potentiel sur des comportements spécifiques. Tout d'abord, on constate dans ce cas un usage plus systématique de différentiels de fiscalité pour infléchir certains comportements ou accélérer l'incorporation du progrès technique. Par ailleurs, ont été mis en place de nombreuses taxes dans le domaine de la pollution de l'air, ainsi que dans celui de la pollution des eaux avec des redevances significatives sur les produits chimiques à usage agricole.

Formellement, de telles taxes existent en France, mais à des taux insuffisants pour escompter qu'elles puissent infléchir les comportements. Le tableau 5 en fournit l'illustration à propos des oxydes d'azote et du dioxyde de souffre. Une telle situation apparaît très dommageable, car elle discrédite des instruments qui sont potentiellement très performants en termes coûts-bénéfices. L'un des défis essentiels pour les politiques environnementales en France est donc d'établir des conditions institutionnelles propices à l'établissement de ces taxes à un niveau incitatif, ou à l'introduction alternative de mécanismes de marchés de permis alternatifs.

5. Taxes et coûts

Émissions	TGAP	Coût marginal des dommages (ExternE)	Coût marginal de dépollution (CITEPA)	Taxe suédoise
NO _x	45,73 €t	10 800 €t	200 à 8 900 €t	4 412 €t
SO ₂	38,4 €t	7 500 €t	1 200 à 8 300 €t	3 309 €t

Sources : ExternE, Commission européenne et CITEPA.

2. Développement des écotaxes et compétitivité de l'économie

L'analyse qui précède se limite à appliquer aux politiques environnementales un principe général suivant lequel, dans un contexte de compétition internationale aiguë, l'impératif d'efficacité des politiques environnementales est renforcé, pour maîtriser nos coûts unitaires.

Ce contexte peut-il obliger, au-delà, à restreindre l'ambition de nos politiques environnementales ? Oui, si l'on en croit les arguments qui sont souvent mis en avant pour contester la mise en place de telles politiques. Le fait que ceux-ci s'expriment particulièrement à l'encontre de l'éco-fiscalité, qui minimise pourtant leurs coûts, est cependant troublant. Est-ce véritablement la compétitivité qui est en jeu, ou plutôt assiste-t-on à un conflit sur les effets redistributifs induits par l'éco-fiscalité et la répartition de son surplus ? Cette seconde hypothèse semble souvent prévaloir, tant pour des raisons quantitatives que pour des raisons normatives.

2.1. Coût des protections environnementales

Les choix de localisation des entreprises dépendent en effet d'un ensemble de facteurs : différentiels de coûts ; taille du marché ; effets d'agglomération ; compétitivité fiscale. Les régulations environnementales ne constituent donc qu'un élément parmi d'autres, dont le poids ne doit pas être surestimé.

Suivant les comptes établis par la Commission des Comptes et de l'économie de l'environnement (tableau 6), la dépense de protection de l'environnement s'établissait à 1,8 % du PIB, les entreprises en réalisant un peu moins que 30 % (mais en finançant près de la moitié).

À ce niveau, le rôle des politiques environnementales dans la compétitivité globale de l'économie ne peut donc être que subsidiaire, et ceci vaut a fortiori pour l'éco-fiscalité, dont l'efficacité est supérieure à celle de la réglementation, et dont on a vu le faible poids en France, que confirment les études sur le comportement des entreprises (Riedinger et Hauvy, 2003). Par le passé, des progrès substantiels ont par ailleurs été réalisés (Complément A) vis-à-vis de certaines pressions sur l'environnement (rejets et prélevements de ressources en eau par les industriels, consommation de matières premières, certaines émissions dans l'air, etc.) sans mettre en péril, semble-t-il, la compétitivité de notre économie.

Le dilemme entre protection de l'environnement et compétitivité peut être cependant plus aigu pour certains secteurs industriels. Les études (Compléments B et C) réalisées par Hourcade et Quirion, et Delalande et Martinez à propos du programme européen contre le changement climatique, conduisent cependant à nuancer cet argument, en constatant qu'au niveau de 20 euros par tonne de CO₂, la compétitivité de l'industrie européenne ne semble pas menacée.

6. La dépense de protection de l'environnement par agent responsable et par domaine en 2001

En millions d'euros aux prix courants, données provisoires

	Admin. publique	Entre- prises	Ménages	Total	Répar- tition (%)
Gestion des eaux usées	8 309	1 348	834	10 491	39,2
Déchets	5 432	3 403	350	9 185	34,3
Déchets radioactifs	62	510	so	572	2,1
Nettoyage des rues	1 029	so	so	1 029	3,8
Air	nd	1 364	122	1 486	5,6
Bruit	59	407	344	811	3,0
Biodiversité et paysages	418	368	nd	785	2,9
Recherche et développement	705	364	so	1 069	4,0
Administration générale	1 320	nd	so	1 320	4,9
Total	17 334	7 763	1 651	26 748	100,0
Répartition (%)	65,0	29,0	6,0	100,0	
Variation par rapport à 2000 (%)	4,2	3,1	0,8	3,7	

Source : IFEN.

Ainsi, la place accordée aux politiques environnementales dans les débats sur la compétitivité apparaît souvent surestimée. Lorsque le contexte est celui dramatique de faillites ou de fermetures d'établissements, ces contraintes apparaissent souvent comme un prétexte, pour justifier de décisions dont la protection de l'environnement n'est pas le déterminant principal. Lorsque ce même argument est brandi comme menace, l'argumentation est souvent loin d'être rigoureuse. À titre d'exemple, les dispositions sur les « pénalités » envisagées dans le cadre du marché de permis européen ont été critiquées, en faisant comme si les entreprises étaient *in fine* soumises à des quotas non échangeables ! Le choix auquel sera confrontée l'entreprise qui risque de dépasser son allocation de quotas ne sera pas en effet entre payer la pénalité et fermer l'usine en fin d'année, mais entre rechercher des réductions d'émissions et acheter des quotas sur le marché, dont les experts s'accordent à prédire un prix faible.

Enfin, l'essentiel des normes environnementales françaises découle des réglementations communautaires : directives sur les plafonds d'émission et les grandes installations de combustion pour la pollution de l'air ; directive permis pour les industries grosses émettrices de CO₂ ; directive sur les eaux résiduaires urbaines et directive-cadre pour l'eau ; directives habitats et oiseaux pour la nature ; normes sur les carburants et consommations automobiles, etc. Elles s'appliquent donc également à nos principaux concurrents. Dans ces conditions, la mise en place des conditions institutionnelles (Bureau, 2003) pour rendre acceptable l'éco-fiscalité mérite sans doute de retenir autant l'attention que les arguments proprement commerciaux, qui semblent souvent surévalués.

2.2. Faut-il amender les règles « pigouviennes » ?

Il convient cependant d'être plus explicite dans l'analyse des relations entre politiques environnementales et compétitivité. En effet si les ordres de grandeur cités ci-dessus ne remettent pas en cause les politiques environnementales, ils n'écartent pour autant la possibilité que le niveau d'exigence de protection puisse être affecté par les contraintes de compétitivité, soit au niveau de l'économie, soit à celui de certains secteurs. Dit autrement, le souci d'efficacité allocative qui a été développé dans la partie précédente n'est pas propre à une économie ouverte. Si l'exigence s'en trouve renforcée, il conviendrait d'identifier au-delà les aspects éventuellement plus spécifiques des relations entre environnement et compétitivité.

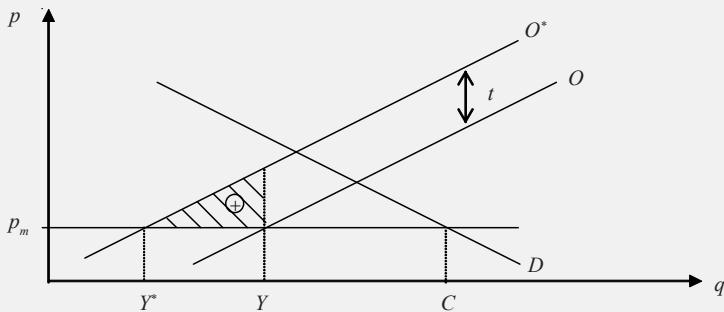
Ceci conduit à examiner plus précisément dans quelle mesure l'ambition de nos politiques environnementales doit tenir compte de l'ouverture des échanges. Techniquement, ceci se traduirait par un niveau d'écotaxes « optimal » qui différerait du coût marginal des dommages. L'analyse développée ci-dessous conduit à estimer que ceci n'est pas le cas en général (*cf. encadré 4*).

4. Règles pigouviennes dans une petite économie ouverte

Une première approche pour appréhender l'impact des politiques environnementales en économie ouverte consiste à considérer une analyse d'équilibre partiel, dans le cas du « petit pays », *price-taker* des prix mondiaux (p_m). Celle-ci est schématisée ci-dessous, en supposant que le prix mondial est plus faible que le prix interne en économie fermée, soit pour un produit vis-à-vis duquel le pays ne dispose pas d'avantage comparatif, ou qui utilise des facteurs de production qui y sont relativement peu abondants.

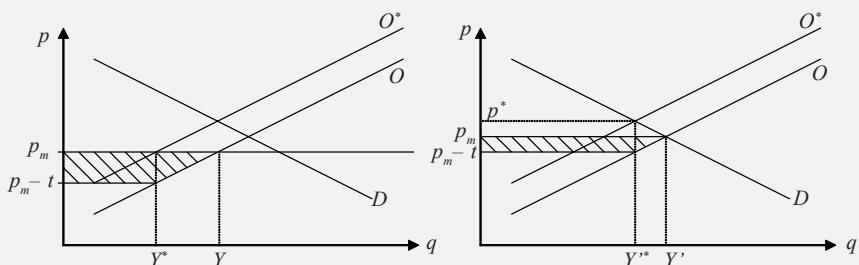
Dans ce schéma ci-après, D représente la courbe de demande (inverse) nationale pour le produit, O sa courbe d'offre marchande (correspondant à ses coûts marginaux) et O^* sa courbe d'offre sociale, incluant dans les coûts marginaux la valeur des dommages environnementaux. L'écart entre les deux courbes (t) correspond donc aux coûts marginaux sociaux liés aux pollutions engendrées par le processus de production du produit considéré. Si l'on prend comme situation de référence l'ouverture des échanges mais l'absence de régulation environnementale dans le pays considéré, l'application d'une écotaxe à ce niveau (t) ramènerait l'offre nationale de Y à Y^* . Mais il en résulterait un gain de surplus collectif, c'est-à-dire du surplus agrégeant ceux des consommateurs-contribuables et des producteurs du pays. Le gain correspond à l'aire hachurée. Les caractéristiques de ce triangle se comprennent bien. À la marge de Y , le coût marginal de production (marchand) national vaut p_m . La réduction de l'offre nationale ne procure pas de gains marchands, mais elle réduit l'exposition de la population à des dommages environnementaux dont la valeur est t . Au voisinage de Y^* , le coût marginal de production vaut $p_m - t$, si bien que le gain social pour le pays, qui agrège alors une perte marchande et un bénéfice environnemental, tend vers zéro. En résumé, le gain de surplus collectif traduit les bénéfices environnementaux de cette réallocation des facteurs de produc-

tion du pays au profit d'activités pour lequel il dispose de meilleurs avantages comparatifs, leur appréciation devant en effet intégrer en effet les facteurs environnementaux.



En termes d'acceptabilité, cette transformation implique une diminution de la rente des producteurs équivalente à celle qui résulterait d'une diminution de leur prix de production du montant de la taxe. En économie ouverte, ceux-ci sont en effet confrontés à une demande nette parfaitement élastique, avec comme conséquence que ceux-ci supportent intégralement la charge de la taxe. Le schéma ci-dessous illustre cette incidence d'une écotaxe sur les entreprises nationales, en comparant la configuration de l'économie ouverte considérée ci-dessus, avec celle d'une économie fermée. Dans ce cas l'équilibre résulterait seulement de la confrontation de l'offre et de la demande nationale, et la taxe serait en partie supportée par les consommateurs. Dans ces schémas, l'aire hachurée représente donc la variation de profit des producteurs nationaux suite à la mise en place de l'écotaxe.

Toutes choses égales par ailleurs, le problème d'acceptabilité à résoudre est donc plus aigu que dans le cas d'une économie fermée, où l'introduction de l'écotaxe est partiellement transmise aux prix à la consommation, et ce d'autant plus que la demande est relativement inélastique par rapport à l'offre.



On observe ainsi que, dans ce cas du « petit pays », qui ne dispose pas de pouvoir de monopole sur les échanges internationaux, les politiques environnementales doivent encore être fondées sur les règles pigouviennes, les écotaxes étant fixées à leur bon niveau lorsqu’elles reflètent strictement les coûts marginaux des dommages associés aux pollutions.

Si les coûts environnementaux pris en compte sont avérés, et que la mise en place des taxes environnementales ne fait que révéler des structures socialement improductives, les restructurations induites seraient donc « justifiées ». Le problème de transition à traiter peut alors être sérieux. Mais il n'est pas spécifiquement environnemental. C'est celui posé par tout processus dynamique de marché, qui pousse à l'efficacité.

La robustesse de ce résultat peut être confortée en élargissant le cadre d'analyse pour l'évaluation de l'affectation des instruments fiscaux au regard de l'objectif de compétitivité, relâchant l'hypothèse du « petit pays », et intégrant le capital. Un tel cadre est esquisse de manière très schématique dans l'encadré 5.

Ce modèle traduit bien les craintes vis-à-vis d'une taxation excessive du capital dans un contexte où celui-ci est mobile, en en préconisant une taxation « pure » nulle à la limite. Mais ce souci ne justifie pas pour autant de ne pas faire ressentir aux industries concernées les coûts sociaux des dommages environnementaux qu'elles génèrent. De plus, les règles à appliquer pour définir les écotaxes (ou les marchés de crédits d'émission) reflétant ces coûts sociaux demeurent strictement les règles pigouviennes, dès lors que l'on dispose d'instruments de politique économique agissant plus directement sur la compétitivité : politique macroéconomique (complément D) ; politique industrielle ; politiques structurelles ; politique de recherche-développement, etc.

Cette affectation illustre la nature particulière des écotaxes, sans rapport avec celle des impôts habituels. Le rôle des écotaxes est en effet de rétablir un « prix » à des ressources rares auxquelles le marché n'en attribuait pas. À cette fin, le système fiscal est utilisé simplement comme un support, pour établir ce prix. Ceci contraste totalement avec les taxes usuelles, dont on attend au contraire qu'elles génèrent des recettes pour financer les biens publics, et si possible en évitant d'affecter le système de prix.

On peut préciser la portée de ces recommandations en faisant quatre observations :

- l'hypothèse de mobilité forte du capital est ici mise en avant pour recommander une taxation pure très faible du capital. Il faudrait évidemment la documenter plus avant du point de vue empirique. D'autres arguments, tenant aux distorsions intertemporelles induites par la double taxation des revenus épargnés vont cependant dans le même sens. Comme l'observe Salanié (2002), si différentes justifications à la taxation du capital sont possibles, celles-ci ne la fondent pas de manière très sûre. En tout état de cause, la comparaison qui est souvent faite par le public entre le niveau de la

5. Modèle simplifié pour une économie ouverte

On considère un modèle très simple dans lequel le consommateur représentatif consomme deux biens, l'un national (C), l'autre importé (M). Le bien national est produit à partir du capital (K) et du travail suivant la fonction de production f . Il peut aussi être utilisé pour les dépenses publiques (G) et les exportations (X). L'offre de travail (L) est supposée inélastique. Le pays dispose d'une dotation en capital K_o , qu'il peut compléter sur les marchés internationaux, en le rémunérant aux taux r (mobilité parfaite). On suppose que la mise en œuvre du capital génère des externalités négatives pour le consommateur, dont la fonction d'utilité sera donc de la forme $u(M, C) - v(K)$. Enfin on suppose que les recettes d'exportation (en devises) valent $R(X)$, cette formulation générale permettant d'englober différentes situations de concurrence imparfaite ou de pouvoir de monopole du pays sur les échanges internationaux.

Le programme optimal du pays serait donc :

$$\begin{aligned} & \max u(M, C) - v(K) \\ (\lambda) \quad & M + r(K - K_o) \leq R(X) \quad \text{Balance des paiements} \\ (\mu) \quad & C + X + G \leq f(K, L) \quad \text{ERE pour le bien national} \end{aligned}$$

Notant $\pi = \mu/\lambda$, il conduit aux conditions nécessaires suivantes :

$$\begin{cases} u'_C/u'_M = \pi \\ \pi \partial f / \partial K = r + v' \\ R'(X) = \pi \end{cases}$$

La première équation interprète comme le taux de change réel ($1\epsilon = \pi \$$) entre la production nationale et les importations. La seconde exprime, qu'en l'absence d'externalités ($v = 0$), la productivité marginale du capital devrait être égale à sa rémunération r sur les marchés internationaux. En présence d'externalités, l'équation demeure, mais avec une productivité marginale sociale du capital nette, qui tient compte des dommages générés à l'environnement. La troisième équation exprime le comportement monopolistique du pays à l'exportation.

Ainsi, si la puissance publique dispose d'instruments de politique commerciale (taxes ou subventions selon que l'on est dans une situation classique d'exploitation par les prix du pouvoir de monopole, ou dans un modèle à la Brander-Spencer de déplacement de la rente de l'industrie concernée entre les différents pays exportateurs) lui permettant de réguler les exportations au niveau approprié ($R'(X) = \pi$), la fiscalité à mettre en place serait la suivante :

- taxation « pure » du capital nulle (rémunération r), celui-ci étant parfaitement mobile ;
- mise en place de taxes pigouvianes sur l'usage du capital, reflétant les coûts marginaux sociaux ($v'\lambda$) des dommages associés à son utilisation ;
- financement des dépenses publiques par des taxes de type TVA ou des taxes sur le travail, équivalentes ici.

fiscalité du capital et celle du travail est erronée, la référence à considérer pour celle du capital étant bien une taxe nulle sachant que le travail qui a permis de produire les biens d'équipement a été taxé ;

- on a interprété les règles concernant la politique environnementale en termes d'écotaxes. Bien évidemment, un marché de permis constituerait une alternative équivalente. De plus, la manière de les distribuer, ou l'introduction d'abattements à la base dans cette fiscalité, n'aurait pas d'impact sur la compétitivité. Ceux-ci n'affectent pas en effet le comportement à la marge des entreprises. S'agissant de transferts « forfaïtaires » à leurs actionnaires, leur effet est seulement distributif. Les règles d'allocation de permis – gratuites ou par enchères – affectent ainsi la valeur financière des entreprises concernées, mais non leur offre. Quelles qu'elles soient, tout se passe de ce point de vue comme si l'entreprise concernée devait acheter ses permis dès la première émission polluante, sachant qu'elle pourrait vendre les permis qui lui sont alloués gratuitement (*cf. encadré 6*) ;

6. Offre des entreprises et règles d'allocation des quotas

L'absence d'impact des règles d'allocation des quotas d'émissions sur l'offre des entreprises peut être appréhendée à partir de l'écriture simplifiée de leur profit :

$$\begin{aligned} \text{Profit} = & \text{recettes} - \text{coûts de production} - \text{coûts des mesures anti-pollution} \\ & - \text{coût des quotas que l'entreprise doit acheter (+ ou -)} \end{aligned}$$

Cette expression souligne que la valeur financière de l'entreprise sera évidemment affectée par la règle d'allocation, puisqu'elle en aura d'autant moins à acheter qu'elle en aura reçu gratuitement. Mais il faut aussi observer que ce dernier terme est complexe, car il dépend à la fois de la règle d'allocation des permis, et du comportement d'émissions de la firme. À cet égard, la décomposition suivante apparaît beaucoup plus pertinente :

$$\begin{aligned} \text{Profit} #... = & - \text{coût des mesures anti-pollution} \\ & - \text{coût des quotas correspondants au total des émissions} \\ & + \text{valeur des quotas reçus gratuitement.} \end{aligned}$$

Ce dernier terme constitue un transfert « forfaitaire », sur lequel l'entreprise n'a pas de prise. Son comportement d'émissions visera donc à minimiser le coût total des mesures anti-pollution et de la valeur de ses émissions totales au prix du quota, quelle que soit la règle d'allocation des permis. En pratique la minimisation de ce coût total conduira l'entreprise à épuiser tous ses gisements de réduction de pollution dont le coût (marginal) est inférieur au prix du quota d'émissions.

Pour que la règle d'allocation ait un impact sur l'offre, il faudrait donc (outre les cas de comportements monopolistiques vis à vis du marché des quotas, ou de la question des structures improductives) que la structure financière affecte l'offre des entreprises. Ceci est évidemment réaliste, mais dépasse de beaucoup la question du financement des mesures anti-pollution, et conduirait donc à corriger en premier lieu les imperfections des marchés financiers en cause...

- le fait de se référer à des règles pigouviennes strictes résulte du fait que l'on a supposé que la puissance publique disposait d'une panoplie d'outils suffisante. Si ce n'était pas le cas, les règles seraient plus complexes, sans que l'on puisse préjuger *a priori* du sens des écarts de taxation à introduire, par rapport à celle des autres facteurs de production ;
- l'objet de ce rapport n'est pas de discuter des modalités des politiques de compétitivité en général. À cet égard, on rappellera cependant que les cas où le subventionnement des exportations peut se justifier sont restreints (Bureau et Formery, 1988).

2.3. Le cas des biens publics globaux

Suivant ce qui précède, la mise en avant d'enjeux de compétitivité comme obstacle à l'adoption de politiques environnementales ambitieuses, notamment d'écotaxes véritablement incitatives, n'apparaît pas fondée. Les entreprises comme les ménages doivent en effet être responsabilisés aux coûts des dommages qu'ils occasionnent à l'environnement ou à la santé publique. Les coûts correspondants font partie, d'un point de vue social, de leurs coûts unitaires, et ils doivent être ressentis comme tels par celles-ci.

Tout au plus peut-on relever que l'analyse économique qui a été menée est structurelle. Son horizon étant le moyen-long terme, ceci peut justifier des mesures d'accompagnement ou une progressivité dans la mise en œuvre pour gérer la transition. Sous cet angle, les débats sur l'impact des politiques environnementales sur la compétitivité traduirait donc plutôt un problème d'économie politique : comment faire accepter que des ressources dont l'accès était gratuit ne le soient plus dès lors que leur rareté est reconnue ?

En revanche, il convient de souligner que le type de pollution qui a été considéré jusqu'à présent correspond implicitement à des pollutions locales ou internes au pays. C'est ce qui amenait à traiter les ressources environnementales comme un facteur de production « national », dont le prix devait être pris en compte par les entreprises, comme celui de n'importe quel autre facteur de production national.

Pour des biens publics globaux, tels que les émissions de gaz à effet de serre, l'analyse ne demeure valide qu'à la condition que les politiques environnementales aient été harmonisées au niveau international. Si ce n'est pas le cas, on se trouve confronté à un arbitrage aigu entre respect de l'environnement et compétitivité, comme le montrait le rapport Guesnerie (2003) sur l'effet de serre. Il peut cependant être allégé si la taxe est bien redistribuée par rapport à ce dernier objectif (ou si la distribution de permis d'émissions est conçue dans cette perspective, si c'est à cet instrument que l'on recourt).

L'étude de l'OCDE *Environmental Policy in the Steel Industry* (2003, b) illustre ces mécanismes. Elle montre qu'une taxe environnementale qui serait appliquée à l'ensemble des producteurs de l'OCDE induirait des

changements de procédés très bénéfiques à l'environnement. De plus, elle souligne que ce sont en fait les consommateurs qui supporteraient l'essentiel de la charge de la taxe, compte tenu de sa répercussion dans les prix. Une taxe appliquée sur un champ plus restreint a en revanche des effets plus ambigus, car elle engendre à la fois les effets bénéfiques précédents sur les procédés, mais aussi des effets de reports de la production entre zones géographiques. De plus, la charge en serait alors supportée essentiellement par les producteurs des filières traditionnelles (*cf.* encadré 7).

7. Contraintes et marges de politiques non harmonisées vis-à-vis de pollutions globales ou transfrontalières

L'étude de l'OCDE sur l'acier intègre des effets d'équilibre général, par le biais du prix des ferrailles. On peut cependant (*cf.* complément E) en appréhender les principaux effets et les implications normatives dans le cadre d'un modèle d'équilibre partiel du marché distinguant deux zones ($i = 1, 2$).

On suppose que les émissions z_i associées à la production q_i dans la zone i valent :

$$z_i = (g_i - \alpha_i(e_i))q_i$$

e_i représentant l'effort de protection réalisé par unité produite. g_i représente l'émission unitaire en l'absence d'effort de protection, et $\alpha_i(e_i)$ les gisements de réduction accessibles dans la zone i . Face à une taxe sur les émissions t , l'effort de protection optimal satisfera donc : $\alpha_i(e_i) = 1/t$. Si la taxe est redistribuée dans des conditions perçues comme forfaitaires par les entreprises, leur niveau d'activité sera fixé par ailleurs au même niveau que si une taxe $t[g_i - \alpha_i(e_i^*(t))] + e_i^*(t)$ était imposée sur leur activité.

1. Incidence d'une taxe harmonisée s'appliquant dans les deux zones

La taxe affecte les émissions par trois canaux :

- les efforts de protection e_i^* réalisés dans chacune des zones ;
- la réallocation de la production entre les deux zones, la taxe implicite sur l'activité étant d'autant plus forte que les émissions unitaires de la zone sont élevées. Cette réallocation est d'autant plus importante que ces émissions sont différencierées et que les courbes d'offre correspondantes sont élastiques ;
- la modification du niveau d'activité globale du marché de l'acier. Celle-ci dépend de règles d'incidence « classiques » : elle est d'autant plus forte que les courbes d'offre et demande sur le marché de l'acier sont élastiques ; la taxe est par ailleurs supportée par le côté relativement inélastique du marché ; les consommateurs dans l'étude de l'OCDE.

2. Taxe harmonisée optimale

Si λ représente la valeur des dommages associés aux émissions (pour l'ensemble du monde, générations présentes et futures), alors la taxe optimale t^* suit la règle pigouvienne $t^* = \lambda$, qui permet en effet d'internaliser le coût de ces dommages dans le comportement des entreprises.

3. Incidence d'une taxe ne s'appliquant que dans une seule zone

Son impact sur les *process* est plus faible que dans le cas précédent car seuls ceux de la zone (1) où s'applique la taxe sont affectés. La réduction de l'offre des producteurs de cette zone fait par ailleurs monter le prix de l'acier mais :

- l'impact notamment celui sur la demande, est plus faible que pour la taxe harmonisée ;
- surtout, la réallocation de l'offre induite entre les deux zones n'est pas désirable, car cette augmentation du prix de l'acier relance l'offre dans la zone où le coût des dommages associés aux émissions n'est pas internalisé.

4. Politiques optimales de second rang

En l'absence d'instrument complémentaire, le niveau de la taxe devrait donc arbitrer entre son effet favorable sur les efforts de protection dans la zone où elle s'applique, et la relance indésirée de l'offre et donc des émissions de l'autre zone.

On peut toutefois rétablir la taxe à son niveau optimal, si sa mise en place s'accompagne :

- de la mise en d'un droit de douane et de subventions à l'exportation déconnectant les prix des deux zones, et corrigeant l'effet indésirable sur la réalloction de l'offre, par un effet de sens contraire ;
- bien qu'un tel droit de douane soit socialement souhaitable (au niveau mondial) puisqu'il ne vise qu'à éviter les dommages associés à l'offre des entreprises dans les zones qui n'ont pas mis en place de politique de régulation, son acceptabilité par l'OMC est sujette à caution. Toutefois, la taxe peut encore être mise en place à son niveau incitatif optimal si celle-ci est partiellement redistribuée au prorata de l'activité (si l'on recourt à un marché de permis, il faut donc de manière équivalente qu'une partie de ceux-ci soit allouée au prorata de l'activité. Bien évidemment, le *grandfathering* n'a aucun effet incitatif de ce type et devrait être écarté à ce titre).

Différents moyens sont envisageables pour corriger ces effets indésirables :

- idéalement, la solution consisterait en l'application simultanée de la taxe environnementale et de taxes d'ajustement aux frontières. La question est celle de l'acceptabilité à l'OMC de telles taxes à l'importation et subventions à l'exportation ;
- une autre solution (OCDE, 2003, c) peut s'inspirer de ce qu'ont fait les Suédois avec leur taxe sur les NO_x, qui est redistribuée au prorata de l'énergie produite, qui constitue dans ce cas un indicateur simple de l'activité des entreprises concernées. L'intérêt d'un tel instrument taxant la pollution et redistribuant la recette ou prorata de l'activité est de créer un différentiel de prix reflétant bien les coûts des pollutions pour orienter les choix de procédés de production, sans pour autant affecter *ex ante* les coûts unitaires de production et donc la compétitivité de l'industrie. Dans l'étude de l'OCDE, une simulation est ainsi réalisée en redistribuant le produit de la taxe au prorata de l'activité. Elle permet d'obtenir à la fois des effets environnementaux positifs là où s'applique la taxe, sans réduction massive de la production dans les zones correspondantes.

8. La taxation des émissions d'azote en Suède (d'après Delalande, 2003 et Sterner, 2003)

Au début des années quatre-vingt-dix, le Parlement suédois a voté une réforme fiscale introduisant notamment deux taxes : l'une sur les émissions de dioxyde d'azote avec redistribution des recettes et l'autre sur les émissions de soufre sans redistribution. La part des prélèvements obligatoires dans le PIB est restée inchangée mais la structure a changé. La fiscalité écologique s'est substituée pour partie aux impôts sur le revenu et sur les bénéfices des sociétés. Aujourd'hui les recettes de ces éco-taxes (énergie, CO₂, transport, autres) représentent environ 3,2 % du PIB, contre 2,85 % en moyenne en Europe⁽¹⁾.

Les émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote ont diminué respectivement de 87 et 35 % entre 1980 et 1999.

La taxe sur les NOx avait été fixée à 4 412,1 euros par tonne émise⁽²⁾ par les installations de combustion produisant au moins 50 GWh d'énergie par an. La décision d'exclure les petites installations était fondée en raison du coût élevé des instruments de mesure. La taxe est entrée en vigueur en janvier 1992. La fixation du taux de la taxe a été fondée sur des données d'ingénieur sur les coûts – efficacité anticipée des investissements de réduction. Le coût d'abattement a été estimé entre 3 et 84 SEK par kilo de NO_x évité, soit 331 à 9 270 euros par tonne. « Le taux de 40 SEK par kilo, soit 4 412,1 euros par tonne a été par conséquent considéré raisonnable ».

Les montants collectés sont redistribués aux installations en fonction du total d'énergie produite. Cela signifie que la taxe est neutre au plan financier pour le secteur concerné ce qui la rend politiquement acceptable. L'absence de redistribution aurait créé une différence de traitement entre les petites et grandes installations et aurait incité les grandes installations à fractionner leurs unités de production.

De manière plus précise chaque unité i produisant plus de 50 GWh par an paie à l'État 5 dollars par kilo de NO_x émis et se voit remettre une somme proportionnelle à l'énergie produite en retour. La totalité de la recette de la taxe est ainsi redistribuée au même groupe de producteurs.

Le nombre d'unités concernées a doublé entre 1992 et 1997, du fait de l'abaissement du seuil de 50 GWh par an à 40, puis 25 GWh par an.

(1) Statistics Sweden (2000).

(2) Par comparaison avec la France, le taux de TGAP sur les émissions de NO_x est de 45,73 euros par tonne émise. L'écart traduit bien la différence d'approche demeurant entre les écotaxes mise en place dans les deux pays. En Suède, l'écotaxe est fixée à un niveau incitatif, quasi « pigouvien », et est redistribuée ensuite de manière aussi neutre que possible eu égard aux problèmes d'acceptabilité à résoudre. En France, les taxes sur la pollution de l'air ou redevances des Agences de bassin sont fixées à un niveau bien trop faible pour être incitatifs (Riedinger et Hauvy, 2003). Lorsqu'elles sont affectées, c'est par le canal des subventions qu'elles permettent de financer que passe leur éventuel effet incitatif, dans des conditions qui sont donc très éloignées des principes des écotaxes.

Les coûts de gestion du système, par le Swedish Environmental Protection Agency, sont relativement faibles : 0,2 % de la recette de la taxe environ⁽³⁾.

Le système fournit ainsi une forte incitation à ne pas trop émettre de NO_x (taxe) sans pénaliser la compétitivité de l'industrie, dans son ensemble.

Une mise en équation donne en effet la fonction de profit pour l'unité de production *i* :

$$p \cdot q_i - c_i(q_i, a_i) - t \cdot e_i(q_i, a_i) + t \cdot \sum e_i(q_i, a_i) \left(\frac{q_i}{\sum q_i} \right)$$

q_i quantité d'énergie produite par l'unité *i* ;

a_i abattement de l'unité *i* ;

e_i émissions de NO_x de l'unité *i* ;

c_i coût de production de l'unité *i*.

Le solde net de la taxe pour l'unité *i*, représenté par les deux derniers termes de la fonction de profit, peut se réécrire : *t.e_i(1-Φ_i)*

où $\Phi_i = \frac{\left(\frac{q_i}{\sum q_i} \right)}{\left(\frac{e_i}{\sum e_i} \right)}$ est l'efficacité environnementale relative de l'unité *i* ;

$\Phi_i < 1$ caractérise les « perdants » et $\Phi_i > 1$ les « gagnants » du système de taxation.

Pour ce qui est de l'incitation à choisir une technologie d'abattement, l'équation est quasi semblable à celle d'une taxe classique $\frac{\delta c_i}{\delta a_i} = \frac{t \cdot \delta \cdot \delta_i}{\delta a_i} (1 - s_i)$:

où *s_i* est la part de marché de l'unité *i*.

i : $\frac{q_i}{\sum q_i} \ll 1$ dans le cas d'unités nombreuses et l'on retrouve le cas d'une taxe environnementale classique).

(3) Swedish Environmental Protection Agency (2000)

Un tel schéma est évidemment très supérieur à la solution consistant à renoncer à toute politique environnementale ambitieuse vis-à-vis du changement climatique, parce que celle-ci doit être menée unilatéralement, tant que les États-Unis se sont mis hors jeu de l'application du protocole de Kyoto. Transposée à un système de marché de permis d'émissions, cette approche correspondrait à une répartition initiale des permis au prorata de l'activité courante des entreprises rentrant dans son champ d'application. À noter que ceci diffère donc d'un système de *grandfathering* classique qui affecte le profit des entreprises, mais non leurs coûts « marginaux ». Les dispositifs de *grandfathering* sont par ailleurs compliqués à gérer vis-à-vis des entrants. Surtout ils peuvent générer des incitations très néfastes du point de vue dynamique : les entreprises anticipant que les efforts réalisés aujourd'hui conduiront à renforcer ceux qui leur seront demandés demain, ont en effet intérêt alors à différer toute action précoce.

En résumé, l'argument de la compétitivité de l'industrie est beaucoup plus sérieux lorsque l'on traite de pollutions transfrontalières ou d'émissions de gaz à effet de serre, dont l'impact est mondial. Il serait souhaitable en effet que les régulations environnementales soient harmonisées alors à l'échelle pertinente, dommages environnementaux considérés. Une telle harmonisation doit toujours être recherchée en priorité. Souvent il vaudrait mieux en effet une taxe harmonisée, même si elle n'est pas fixée exactement au niveau qui semblerait optimal, que d'avoir à gérer des conflits d'objectifs très délicats entre la protection de l'environnement et d'éventuelles distorsions de concurrence.

Lorsque cette harmonisation n'est pas possible, la poursuite de politiques environnementales ambitieuses demeure cependant possible, en se dotant d'instruments complémentaires, corrigeant leur effet indésirable sur la relocalisation des activités. L'Europe n'a donc pas à abandonner son projet de marché de permis entre industriels gros émetteurs de dioxyde de carbone. Mais, il conviendrait pour cela que les règles de répartition de l'enveloppe globale de permis comportent une part substantielle fondée sur l'activité. La mise en avant dans ce cas de l'argument de la compétitivité pour justifier du « grandfathering » est donc bien mal utilisée, et risque même d'aller à l'encontre de cet objectif.

3. Politiques environnementales et commerce international

Le « dumping écologique » défini comme le traitement préférentiel des industries exportatrices par une taxation des émissions polluantes inférieure aux coûts d'abattement est évoqué par certains groupes de pression à la fois comme la stratégie retenue par les pays concurrents sur les marchés internationaux et comme celle qui devrait être choisie dans un contexte de politique commerciale stratégique. À l'appui de cette thèse, qui correspond

à ce qu'on appelle *l'hypothèse du havre de pollution*, on évoque des délocalisations en direction de pays laxistes en termes de normes environnementales, des modifications dans les flux d'investissements directs internationaux ou des réductions de l'emploi dans les pays appliquant des politiques strictes en matière de lutte contre la pollution.

Cet argument mérite d'être soumis à l'analyse compte tenu de sa récurrence dans le débat. La question n'est cependant pas aussi simple qu'elle apparaît au premier abord. En premier lieu, elle mêle des considérations de compétitivité (comparaison des coûts d'une industrie nationale avec les prix mondiaux), d'avantages comparatifs et de spécialisation internationale (la taxation environnementale conduisant à une spécialisation dans les industries « propres » et à une migration des industries « polluantes ») et de politique commerciale stratégique (la libération du commerce mondial ayant conduit à la perte de l'instrument tarifaire, la politique environnementale est un substitut de la politique de subventionnement des industries domestiques). Certains de ces arguments se réfèrent à un environnement concurrentiel (l'amélioration du bien être national passe alors par une amélioration des termes de l'échange) et d'autres à un raisonnement en termes de concurrence imparfaite (les gouvernements doivent alors tenir compte des distorsions résultant de la sous-production et de la pollution). En second lieu, les déterminants des flux du commerce international et de l'investissement direct international sont complexes, les avantages comparatifs étant influencés en partie par des différences de politique environnementale mais aussi par un grand nombre d'autres éléments tels que les différences en dotations de facteurs. En troisième lieu, les travaux empiriques ont des résultats souvent ambigus ou non significatifs et se heurtent à la rareté des données concernant l'environnement et à la difficulté de mesurer la « sévérité » de ces politiques. Enfin, une question fondamentale sous-jacente à l'analyse de cet argument est celle des instruments disponibles. En présence de deux formes de défaillances des marchés (pollution et concurrence imparfaite) la solution pigouvienne ne peut être atteinte que si l'on dispose de deux instruments (taxation et subvention). Si des accords restreignent l'usage d'un instrument (les subventions étant interdites), les taxes environnementales ne peuvent plus être fixées à leur niveau de premier rang car elles doivent simultanément traiter des questions qui supposent une action en sens opposé. Cela conduit alors à une distorsion stratégique des taxes.

Pour apprécier l'impact des politiques environnementales sur la compétitivité et l'opportunité d'un dumping écologique, il convient de soumettre cette hypothèse à un questionnement analytique et de rechercher les éventuelles validations empiriques justifiant la réduction des exigences des normes environnementales pour des raisons de compétitivité. Pour cela considérons successivement l'influence des politiques environnementales sur la compétitivité et les avantages comparatifs dans un contexte concurrentiel puis le recours à cette politique comme instrument de politique commerciale stratégique dans un contexte de concurrence imparfaite.

3.1. Politique environnementale, compétitivité et spécialisation

Comme le rappellent Debonneuil et Fontagné (2003), les économistes sont réticents vis-à-vis du concept de compétitivité d'une économie⁽¹⁾. Au niveau d'une entreprise en situation concurrentielle, la notion est proche de celle de productivité. Si une entreprise à des coûts supérieurs aux prix du marché, elle vend à perte et est condamnée à disparaître. Comme elle ne peut influencer les prix sur les marchés des produits ou sur ceux des facteurs, elle ne peut accroître sa compétitivité qu'en accroissant sa productivité. Les concepts sont donc redondants. Comme le montre Saint-Paul (2004), ce raisonnement ne peut pas être extrapolé au niveau d'un pays, l'ajustement du taux de change réel conduisant à la disparition du problème de compétitivité. Ainsi un pays qui augmenterait ses taxes environnementales verrait ses coûts augmenter, les prix des industries exportatrices augmenter et l'emploi diminuer dans ce secteur. L'accroissement du chômage créant une pression à la baisse sur les salaires réels, les prix intérieurs baîsseraient relativement aux prix extérieurs, le taux de change réel qui exprime le rapport entre prix intérieurs et prix extérieurs se déprécierait et la compétitivité serait rétablie.

Si, globalement, aucune politique économique n'est incompatible avec la compétitivité à long terme, l'impact d'une taxation environnementale sur un secteur particulier est le résultat d'une réallocation de l'activité économique due à un changement de la spécialisation du pays dans une économie ouverte. Une spécificité de la taxation environnementale par rapport aux autres impôts tient au fait qu'elle vise à introduire des distorsions dans le choix des agents. Alors que les impôts optimaux sur le revenu ou sur les biens cherchent à minimiser les distorsions dans les choix de consommation, *la taxation environnementale a pour but explicite de modifier les choix des agents en les incitant à réduire leurs émissions polluantes*. Dès lors, toute modification de la fiscalité environnementale est susceptible de réduire la productivité et donc la compétitivité des industries polluantes et d'entraîner un changement de la spécialisation du pays au profit des industries non polluantes.

Une première façon d'aborder cette question est de considérer que les agents agissent de manière concurrentielle et que la politique environnementale n'a pas le caractère d'une politique stratégique. Comme nous l'avons montré dans la section précédente, le niveau optimal des taxations environnementales dans une économie ouverte dépend des instruments de politique économique disponibles. En particulier, dans un contexte de libéralisation des échanges, les gouvernements ayant perdu l'instrument tarifaire pourraient considérer la taxation environnementale comme un moyen d'améliorer le bien être par une amélioration des termes de l'échange (un

(1) Pour Krugman (1994), la compétitivité est un mot vide de sens lorsqu'il s'applique à une économie nationale.

pays bien doté en ressources environnementales pouvant utiliser une politique restrictive accroissant le prix relatif des facteurs exportés alors qu'un pays faiblement doté en ressources environnementales aurait intérêt à mener une politique laxiste, Markusen, 1975 et Rauschen, 1991) ou par une modification des avantages comparatifs (si la hausse de la production de biens importés par les économies développées est créatrice de pollution, l'accroissement des standards environnementaux dans les pays développés peut provoquer un déplacement des industries polluantes vers les pays pauvres si le capital est mobile)⁽²⁾. Cette question de l'influence des normes environnementales sur la spécialisation peut être considérée successivement du point de vue analytique et du point de vue empirique.

3.1.1. Les industries polluantes migrent-elles vers des « havres de pollution » ?

Pour Copeland et Taylor (2003), deux hypothèses s'opposent quant aux spécialisations internationales. Selon *l'hypothèse du havre de pollution*, les pays adoptant une politique environnementale laxiste, généralement les pays à bas revenus, se spécialisent dans les industries polluantes. Selon *l'hypothèse des dotations de facteurs*, les politiques environnementales ont peu d'effet sur la spécialisation qui dépend essentiellement des dotations de facteurs, les pays dans lesquels le capital est abondant exportant des biens dont la production est intensive en capital.

L'hypothèse du havre de pollution est facile à comprendre lorsque les seules différences entre pays sont des *différences exogènes de politique environnementale* (Pethig, 1976 et Chichilnisky, 1994). Si le pays riche adopte une politique plus stricte que le pays pauvre, il produit moins de biens dont la production engendre de la pollution, ce qui augmente le prix intérieur du bien, et génère du commerce international. Comme le prix relatif interne du bien « polluant » est plus élevé que dans le pays pauvre, celui-ci exporte le bien « polluant ». Le pays riche ayant un avantage dans la production du bien « propre » exporte ce bien vers le pays pauvre dont la pollution augmente alors qu'elle diminue dans le pays riche. Le même résultat est obtenu si la politique *environnementale est endogène*. Comme la qualité de l'environnement est un bien normal, le pays à haut revenu choisit un plus haut niveau de taxes environnementales ce qui crée du commerce international, la courbe d'offre du bien « polluant » dans le pays riche se déplaçant vers la gauche, ce qui donne à ce pays un avantage comparatif dans le bien « propre » qui est donc exporté par le pays riche qui importe le bien « polluant » (Copeland et Taylor, 1994). Sous cette hypothèse, le déplacement des productions polluantes vers les pays pauvres et la spécialisation du pays riche au profit d'industries et de services non polluants (nouvelles technologies, finance, information, etc.) apparaissent favorables aux pays qui taxent la pollution, les secteurs non polluants étant généralement associés à des externalités positives génératrices de croissance.

(2) Cf. Jayadevappa et Chhatre (2000) pour une revue de la littérature sur la question.

L'hypothèse alternative peut être analysée en supposant d'abord des politiques environnementales exogènes identiques mais des dotations de facteurs différentes, le pays riche étant abondant en capital. Supposons la production du bien « polluant » intensive en capital, le pays riche va exporter le bien « polluant » ce qui augmente la pollution dans ce pays et la diminue dans le pays pauvre. L'impact du commerce international sur l'environnement dépend donc des dotations de facteurs : les pays riches en facteurs utilisés de manière intensive dans les industries polluantes se spécialiseront dans celles-ci. Les pays riches étant à la fois riches en capital et plus stricts en matière de pollution que les pauvres, les deux effets jouent en sens inverse. Le sens du commerce international et la nature des spécialisations dépendent de la dominance d'un effet sur l'autre. Dans ce cas général, si l'effet des différences de dotation l'emporte sur l'effet des différences de revenu, c'est le pays riche qui se spécialise dans la production de biens génératrice de pollution, même si les régulations environnementales sont plus strictes.

Ainsi, les différences de politiques environnementales ne sont pas les seuls motifs de délocalisation des industries polluantes, l'abondance relative en facteurs utilisés de manière intensive dans ces secteurs constituant une explication alternative. Si les industries polluantes sont intensives en travail non qualifié et en ressources naturelles et si ces facteurs sont abondants dans les pays en développement, ceux-ci se spécialiseront dans ces productions en l'absence de toute réglementation environnementale dans les pays développés.

3.1.2. Les travaux empiriques

Compte tenu du résultat ambigu de l'analyse théorique, il convient de tester le lien entre réglementation environnementale et décisions de localisation ou d'investissement direct international. Copeland et Taylor (2003) ont effectué une revue de littérature détaillée à ce sujet (Jaffé et al., 1995, Jayadevappa et Chatre, 2000 et le complément de Baron et Riedinger, 2004) sans parvenir à des conclusions très robustes sur une liaison de causalité entre la taxation de la pollution et la migration des industries polluantes.

Trois types d'études ont été menés à différents niveaux d'analyse. Au plan microéconomique, elles ont porté sur l'influence de la régulation sur les choix de localisation. Au plan sectoriel, elles ont cherché à analyser l'impact de la régulation sur la destination des investissements directs internationaux. Enfin, à un niveau plus macroéconomique, une troisième série de travaux a cherché à apprécier l'influence de ces régulations sur la structure du commerce. D'une manière générale, ces recherches empiriques donnent des résultats ambigus. D'une part, elles s'appuient sur des modèles différents, les travaux sur les investissements directs supposant la mobilité du capital dans l'espace alors que ceux du troisième groupe reposent sur le modèle d'Heksher-Ohlin-Vanek et donc sur une hypothèse de mobilité entre industries et d'immobilité entre pays des facteurs. En second lieu, outre la

difficulté de trouver une mesure uniforme de la sévérité environnementale, les résultats sont influencés par les méthodologies économétriques retenues. Enfin, compte tenu de l'analyse théorique précédente, la spécialisation internationale peut dépendre des régulations environnementales mais dépend surtout de l'abondance relative des facteurs, ces deux mécanismes pouvant jouer en sens inverse.

En ce qui concerne la mise en évidence d'un *effet de la sévérité des réglementations environnementales sur la localisation des industries polluantes* à l'intérieur des États, la plupart des travaux ont porté sur les États-Unis. Ils mettent en regard les créations d'établissements et un indicateur de sévérité de la réglementation environnementale des États. Alors que les travaux plus anciens (fondés sur des comparaisons à une date donnée) ne mettaient pas en évidence de résultats significatifs, (cf. Levinson, 1996), des études réalisées dans les années quatre-vingt-dix (reposant sur la comparaison d'évolutions dans le temps) tendraient à conclure à un impact significatif des réglementations sur les décisions de localisation. Ces résultats divergents tiennent en partie à des questions méthodologiques et à l'existence d'un biais d'hétérogénéité observée (les États les plus attractifs pour des raisons non liées à la réglementation environnementale ayant tendance à concentrer davantage d'industries et donc de pollutions ce qui incite à durcir la réglementation, d'où une corrélation positive qui brouille la causalité inverse recherchée) (Jeppesen et al., 2002, Baron et Riedinger, 2004) et, en partie, au fait que les politiques environnementales se sont durcies dans les années récentes. Cependant, l'effet significatif décelé dans les travaux récents est d'une quantification délicate en raison de la difficulté de mesurer la sévérité des réglementations et de l'existence éventuelle de biais de variable omise. Toutefois, certaines des études portant sur la régulation de la qualité de l'air (Clean Air Act) font état d'une *influence négative significative sur les choix de localisation*. Ainsi, Becker et Henderson (2000) évaluent la baisse du nombre d'implantations à la suite d'une régulation plus stricte à un pourcentage variant de 26 à 45 % dans les industries les plus polluantes. Si ces résultats sont confirmés par Khan (1997), Greenstone (2002) et List et al. (2002), Keller et Levinson (2002) évaluent, en revanche, à moins de 10 % la baisse des investissements consécutive à un doublement des dépenses de lutte contre la pollution. Ils montrent aussi que des problèmes d'endogénéité étaient responsables des résultats des premiers travaux. Sans conclure définitivement ce débat, il semble cependant aujourd'hui admis dans la majorité des travaux empiriques que le *durcissement des réglementations environnementales agit négativement sur les décisions de localisation* à l'intérieur d'un même pays lorsque les réglementations varient d'une région à l'autre. Dans ce cas, on peut, en effet, supposer que les déterminants de la localisation tenant à l'abondance des facteurs et aux techniques de production sont identiques d'une région à l'autre et que, conformément à l'hypothèse du havre de pollution, seules les différences de régulations vont influencer les choix de localisation.

Les travaux sur la localisation ayant essentiellement concerné les États-Unis et des choix internes à ce pays ne sont pas transportables à des *délocalisations en direction de pays présentant des dotations de facteurs différents*. Dans ce cas, les *tests de l'hypothèse des havres de pollution* donnent des résultats plus ambigus. Ces travaux reposent sur une classification des activités en industries polluantes (*cf. tableau 7*) et industries non polluantes. De nombreux auteurs ont conclu que l'accroissement des normes environnementales dans les pays développés avait conduit à des *délocalisations des industries polluantes* et à la *création de havres de pollution* dans les pays du Sud. C'est le cas de Low et Yeats (1992), de Ratnayake (1998), de Lucas, Wheeler et Hettige (1992), de Birdsall et Wheeler (1992) ou de Xing et Kolstad (2002). La conclusion de ces travaux est résumée par Birdsall et Wheeler pour qui « *our cross-country evidence has found a pattern of evidence which does seem consistent with the pollution haven story. Pollution-intensive output as a percentage of total manufacturing has fallen consistently in the OECD and risen steadily in the developing world* » et qui concluent : « *our evidence is strongly consistent with the displacement hypotheses* ». Ainsi, selon ces auteurs les spécialisations internationales auraient évolué en faveur des industries propres dans les pays développés et des industries polluantes dans les pays du Sud.

7. Classification des activités selon le degré de pollution

Rang	Air	Eau	Métaux	Ensemble
1	Sidérurgie	Sidérurgie	Métaux non ferreux	Sidérurgie
2	Métaux non ferreux	Métaux non ferreux	Sidérurgie	Métaux non ferreux
3	Minéraux non métalliques	Industrie du papier	Industrie chimique	Industrie chimique
4	Ind. du charbon et divers pétrole	Divers manufacturier	Industrie du cuir	Raffineries pétrolières
5	Industrie du papier	Industries chimiques	Poterie	Minéraux non métalliques
6	Raffineries pétrolières	Chimie, autre	Produits métalliques	Industrie du papier
7	Industrie chimique	Boissons	Ind. du caoutchouc	Chimie, autre
8	Chimie, autre	Industrie agroalimentaire	Équipements électriques	Industrie du caoutchouc
9	Industrie du bois	Ind. du caoutchouc	Équip. industriels	Industrie du cuir
10	Industrie du verre	Raffineries pétrolières	Minéraux non métalliques	Produits métalliques

Source : Mani et Wheeler, 1997.

Ces travaux empiriques permettent-ils de relier le changement des spécialisations à des régulations différentes de l'environnement ? Notons d'abord que les résultats de Smarzynska et Wei (2001) ou de Grether et de Melo (2003) sont plus nuancés. En particulier, si leur analyse des avantages comparatifs révélés met en évidence une délocalisation vers le Sud des industries polluantes, un modèle de gravité aboutit à la conclusion

inverse. Si les auteurs estiment que leur analyse plaide toutefois en faveur de l'hypothèse des havres de pollution, ils montrent l'existence d'un facteur non identifié dans les travaux précédents et susceptible de s'opposer aux délocalisations : les industries polluantes bénéficiaient de barrières au commerce élevées en raison d'élasticités élevées par rapport aux coûts de transport. Par ailleurs, la plupart de ces travaux ne séparent pas les effets spécifiques liés à la taxation environnementale et les effets résultant du développement des pays du Sud. Ainsi, Copeland et Taylor (2003), après avoir fait une revue de ces études empiriques et les avoir analysées dans le cadre de leur modèle théorique, considèrent que ces travaux ont négligé la possibilité de taux d'accumulation du capital différents dans les pays développés et dans les pays du Sud et qu'il existe des raisons de douter des résultats empiriques confirmant l'hypothèse des havres de pollution. Pour eux, la recherche de ces havres a masqué le *rôle des ressources naturelles* et de l'accumulation du capital dans la détermination des déplacements des industries polluantes vers le sud, celui-ci s'étant effectué aussi vers les économies les plus fermées (ce qui est contradictoire avec l'hypothèse du havre de pollution selon laquelle le sud a un avantage comparatif dans l'industrie polluante, ce qui devrait conduire des économies fermées à pratiquer des politiques de substitution aux importations diminuant la part des industries polluantes dans leur production). Cependant, ils estiment que l'effet des réglementations environnementales sur les investissements internationaux pourrait devenir plus important dans le futur en raison de l'accroissement des coûts d'abattement.

Une dernière série de recherches a essayé de mettre en évidence *l'influence de la politique environnementale sur les flux commerciaux* sur la base du modèle d'Hecksher-Ohlin-Vanek. Selon cette approche traditionnelle de la spécialisation internationale, un pays se spécialise dans les produits intensifs en les ressources relativement abondantes, l'abondance de l'environnement étant inversement liée à la sévérité des réglementations. Les résultats sont à nouveau plutôt ambigus (Baron et Riedinger, 2004 et Copeland et Taylor, 2003). Alors que Tobey (1990) avait conclu à l'absence d'effet de la politique environnementale sur les flux commerciaux⁽³⁾, des effets faibles et non significatifs ont été mis en évidence par Kalt (1988) et Grossman et Krugler (1993), alors que Wilson *et al.* (2002) et Persson (2003) concluaient à des effets faibles et significatifs et Van Beers et Van den Bergh (1997) à un effet significativement négatif.

En définitive, l'analyse de la relation entre politique environnementale et commerce international n'a pas abouti à des conclusions robustes. Une raison essentielle est que *les coûts liés à l'environnement sont trop faibles pour influencer les décisions de localisation des entreprises dans la plupart des secteurs*. D'autre part, *les industries les plus polluantes et*

(3) Cependant Copeland et Taylor (2003) notent que la plupart des régressions étaient non significatives.

donc les plus touchées par les réglementations sont les moins géographiquement mobiles. L'effet significatif des politiques environnementales serait donc limité aux industries polluantes mobiles (cf. Ederington, Levinson et Milner, 2003). Par ailleurs, les modifications des spécialisations associées aux variations de politiques environnementales ne sont pas différentes de celles qui ont caractérisé l'évolution générale du commerce international dans les périodes récentes. L'effet global sur les économies taxant la pollution devrait donc être limité. Enfin, il convient de noter que la modification des spécialisations au profit d'industries ou de services non polluants ne peut qu'être favorable à la croissance à travers les externalités d'apprentissage. La taxation des activités polluantes biaiserait donc les avantages comparatifs au profit des secteurs les plus porteurs pour la croissance. Conjugués à l'effet positif de la régulation de la pollution sur le bien-être des consommateurs, l'effet positif du changement de la spécialisation sur la croissance serait de nature à plus que compenser l'effet des éventuelles délocalisations d'industries polluantes.

3.2. Taxation environnementale et politique commerciale stratégique

Dans une économie ouverte, un gouvernement a-t-il intérêt à utiliser la politique environnementale à d'autres fins que celles liées à la réduction de la pollution ? Si la réponse à cette question est positive, la politique environnementale peut s'écartier de la politique optimale d'internalisation des externalités consistant à ce que le signal « prix » reflète le coût marginal des dommages associés aux comportements de pollution. Compte tenu de l'analyse du paragraphe précédent, dans un contexte concurrentiel, un gouvernement pourrait fixer la taxe environnementale au-dessous du coût marginal des dommages dans les secteurs importateurs de biens polluants pour diminuer le prix intérieur et augmenter la production domestique. Il pourrait agir en sens inverse dans les secteurs exportateurs. Cette question présente un intérêt particulier dans une économie mondialisée caractérisée par une libéralisation des échanges. Les gouvernements ayant perdu l'instrument tarifaire peuvent entrer dans un jeu de concurrence fiscale pour attirer les entreprises et agir sur les spécialisations. Debonneuil et Fontagné (2003) ont analysé l'influence de la fiscalité des sociétés sur l'attractivité. La taxation environnementale est, à cet égard, spécifique, puisque contrairement aux autres impôts, elle a pour but de créer des distorsions pour atteindre un objectif de réduction de la pollution. Un arbitrage entre ce rôle et son rôle en tant que facteur de localisation ou en tant qu'instrument de protection des entreprises domestiques doit donc être considéré.

Cette question présente une acuité particulière dans un contexte de concurrence imparfaite en l'absence des instruments tarifaires. Le dumping écologique peut apparaître comme une stratégie d'équilibre lorsque plusieurs pays doivent choisir leur politique de manière non coopérative. Un accroissement unilatéral des taxes conduit à un déplacement de la pollution vers

l'étranger alors qu'une baisse unilatérale réduit les coûts des entreprises nationales et accroît leur profit. Si les interactions stratégiques entre les pays conduisent à une prédominance du second effet, il y aura dumping écologique. Avant de montrer comment cette stratégie peut émerger en tant que stratégie d'équilibre et de mettre en évidence les limitations de cet argument, considérons d'abord les fondements de l'utilisation des politiques environnementales comme substitut des politiques commerciales.

3.2.1. Protection des entreprises domestiques et politique environnementale

La protection des entreprises domestiques se justifie principalement par des raisons liées aux termes de l'échange en concurrence, par des considérations stratégiques (les États interviennent pour donner un avantage stratégique aux firmes domestiques) quand les marchés sont non concurrentiels et par des raisons tenant à l'économie politique et à l'action des groupes de pression (la pondération du profit des entreprises nationales dans le surplus collectif est supérieure à celle du surplus des consommateurs).

En concurrence, si un gouvernement dispose à la fois d'un instrument tarifaire et de la politique environnementale, l'affectation optimale des instruments consiste, dans un petit pays (*cf. supra*) à fixer des taxes environnementales au niveau de premier rang et à choisir le libre-échange. L'allocation des ressources est alors optimale. Dans le cas d'un grand pays, sous les mêmes hypothèses, l'exploitation du pouvoir de marché conduit à une distorsion de l'allocation des ressources dans le monde. Il est dans l'intérêt du pays dominant de fixer la politique environnementale à son niveau de premier rang de manière à internaliser les externalités et à utiliser l'instrument tarifaire pour protéger l'industrie nationale. Si deux nations utilisent leur politique commerciale pour améliorer leurs termes de l'échange, il est mutuellement avantageux de réduire les tarifs douaniers. Les nations ont intérêt à atteindre un accord pour les éliminer en signant un traité de libre-échange. Cependant, la libéralisation des échanges fondée sur la restriction des seuls instruments tarifaires peut conduire chaque pays à utiliser sa politique environnementale pour améliorer les termes de l'échange en subventionnant les industries importatrices par une taxation inférieure au coût marginal du dommage (l'inverse étant vrai pour les industries exportatrices)⁽⁴⁾.

Lorsque le seul motif de soutien des entreprises est l'amélioration des termes de l'échange et que les gouvernements ont pour seul instrument la *politique environnementale*, celle-ci est donc un *substitut aux politiques commerciales*. Cette question apparaît cependant beaucoup plus cruciale dans un contexte de concurrence imparfaite dans lequel les producteurs s'approprient des rentes. Dans ce cas, la réduction unilatérale de la taxe environnementale par rapport à son niveau de premier rang implique une

(4) Pour une analyse détaillée *cf.* Ulph (1997).

réduction des coûts de l'entreprise domestique et une baisse des prix mondiaux qui modifie la production et les profits des entreprises domestiques et étrangères à l'avantage de l'entreprise nationale. Dès lors, les gouvernements peuvent agir en pratiquant une politique de *dumping écologique* de manière à donner aux producteurs nationaux un avantage de coût et à déplacer les rentes en faveur des producteurs nationaux. Les gouvernements, s'engageant sur la politique environnementale avant que les entreprises ne déterminent les prix et la production, peuvent manipuler les marchés d'une façon qui n'est pas accessible aux producteurs. Cette manipulation constitue ce qu'il est convenu d'appeler la *politique commerciale stratégique* (Brander et Spencer, 1985 et Helpman et Krugman, 1989).

Lorsque plusieurs gouvernements doivent définir leur politique environnementale de manière non coopérative, *le dumping écologique émerge-t-il comme stratégie d'équilibre*? Cette question a fait l'objet de nombreux travaux qui montrent que des distorsions par rapport à la politique environnementale de premier rang peuvent apparaître comme des stratégies d'équilibre non coopératif des gouvernements mais seulement dans des cadres d'hypothèses particulières. Considérons d'abord le modèle de base mettant en évidence la possibilité d'un dumping écologique comme politique d'équilibre.

3.2.2. *Le dumping écologique comme politique environnementale stratégique*

Supposons que les gouvernements puissent s'engager sur leur politique environnementale avant que les firmes n'effectuent leurs choix de production et de prix et que les subventions à l'exportation et les tarifs douaniers soient interdits. Les gouvernements peuvent avoir intérêt à donner un avantage stratégique aux producteurs nationaux en utilisant la réglementation environnementale. C'est l'argument théorique qu'ont développé Barrett (1994) et Kennedy (1994) en s'appuyant sur l'analyse de Brander et Spencer. Le raisonnement est simple. Supposons qu'une firme nationale et une firme étrangère se livrent à une concurrence par les quantités à la Cournot⁽⁵⁾ sur un marché tiers et que chaque gouvernement souhaite accroître les profits de l'entreprise domestique. En l'absence d'intervention publique, l'engagement de la firme nationale à accroître sa production au-delà de la production d'équilibre n'est pas crédible. En réduisant de manière unilatérale les taxes environnementales par rapport au niveau de premier rang, l'État réduit les coûts de l'entreprise domestique et rend donc crédible l'engagement à produire plus qui accroît les profits. Cette politique a deux effets. L'effet de *capture de la rente* résulte, à l'équilibre du marché, de l'impact plus important de la baisse de la taxation sur la production domes-

(5) Il s'agit d'une situation de duopole dans laquelle chaque firme décide de sa production en fonction de la production de l'autre, de sorte à maximiser son profit. On aboutit alors à un équilibre non coopératif qui est un équilibre de Nash.

tique d'équilibre que sur la consommation d'équilibre et donc d'un accroissement des exportations qui permet une appropriation des profits des entreprises étrangères. *L'effet de déplacement de la pollution agit en sens inverse : l'accroissement de la pollution domestique réduit le bien être mais est moindre qu'il ne serait dans une économie fermée.* En dehors de ces limites, *l'effet de capture de la rente domine l'effet de déplacement de la pollution.* Par suite, si les deux gouvernements agissent simultanément, à l'équilibre, ils choisissent de réduire la taxation par rapport à son niveau de premier rang. Cette distorsion se traduit par un *dumping écologique d'équilibre* : pour donner un avantage concurrentiel à l'entreprise domestique, chaque gouvernement pratique le dumping écologique, ce qui élimine l'avantage à l'équilibre et réduit le bien être. Il est essentiel de noter ici que les deux effets de capture de la rente et de déplacement de la pollution sont purement stratégiques et sont des conséquences de la libération des échanges et de la perte de l'instrument de politique commerciale. On est donc en présence d'une situation typique de *dilemme du prisonnier* : les deux pays ont intérêt à ne pas pratiquer le dumping écologique mais s'ils agissent de façon non coopérative, la meilleure réaction à cette politique est de l'adopter.

Kennedy (1994) montre que la taxation optimale au sens de Pareto ne peut être atteinte à l'équilibre de Nash, chacun ayant intérêt à en dévier en réduisant ses taxes. Ce résultat implique, d'une part, qu'il existe des incitations stratégiques à fixer les taxes environnementales à un niveau inférieur à leur niveau de premier rang lorsque le commerce international est liberalisé et d'autre part, que *les bénéfices de la libération du commerce sont réduits en l'absence d'un accord complémentaire sur les politiques environnementales.* Les distorsions stratégiques sont mutuellement destructrices et les deux pays amélioreraient leur bien être en s'engageant à ne pas pratiquer de dumping écologique. Il y a là un argument fort en faveur d'une *organisation mondiale des échanges* prenant en compte l'ensemble des politiques économiques.

Comme cette analyse implique un *arbitrage entre un effet de déplacement de la pollution et un effet d'appropriation du profit*, les deux effets agissant en sens inverse, dans le cas d'une *pollution transfrontière*, le premier effet s'annulant, l'effet d'appropriation du profit sera plus fort et les *distorsions plus importantes* (Kennedy, 1994). D'autre part, si les gouvernements retiennent une politique de normes au lieu d'une politique de taxation, le même type de distorsions stratégiques est susceptible d'apparaître. Lorsque le gouvernement a le choix de l'instrument de la politique environnementale, le résultat dépend de la forme de la courbe des dommages, la politique de taxation étant une stratégie dominante dans le cas où les coûts marginaux d'abattement sont linéaires alors que l'inverse est vrai si les coûts marginaux d'abattement tendent vers l'infini. Cependant, les gouvernements sont confrontés à un *double dilemme du prisonnier* : dans le cas de coûts linéaires, ils amélioreraient le bien être s'ils pouvaient s'engager à utiliser des normes plutôt que des taxes et ils l'amélioreraient encore

plus s'ils pouvaient s'engager à ne pas distordre leur politique environnementale (Ulph, 1997). Par ailleurs, si l'on endogénise le choix de localisation des entreprises et si l'on retient une séquence de décisions telle que les États fixent les taxes environnementales puis les entreprises choisissent le pays où elles s'installent et ensuite se font concurrence sur les marchés, les effets du dumping écologique peuvent être renforcés lorsque les coûts de transport sont faibles (*cf.* Ulph et Valentini, 1997 et 2001).

Enfin, des considérations *d'économie politique* viennent renforcer le résultat de l'émergence du *dumping écologique* comme *substitut de la politique commerciale*. Supposons, en effet, que l'action des groupes de pression ou l'alternance des majorités conduisent les gouvernements à privilégier le profit des entreprises domestiques par rapport au surplus des consommateurs dans leur fonction objectif. Alors, l'accroissement de la pollution augmente le rendement du capital et les entreprises préfèrent un niveau de pollution supérieur au niveau de pollution socialement optimal. Comme leur poids dans la décision est supérieur à celui des consommateurs, qui préfèrent moins de pollution, l'arbitrage entre l'effet de déplacement du profit et l'effet de déplacement de la pollution se modifie en faveur du premier. Les gouvernements subventionnent donc, à l'équilibre, les industries polluantes par un taux de taxation environnementale inférieur au coût marginal social du dommage.

Pour conclure cette analyse des facteurs qui conduisent à l'émergence du dumping écologique en raison de la concurrence internationale par les régulations environnementales, on peut remarquer que ces stratégies peuvent être favorisées par les institutions. Les règles de l'OMC imposent des régulations non discriminatoires sur les importations de produits et non sur les normes environnementales. Dans l'Union européenne, le principe de subsidiarité délègue aux pays membres les régulations environnementales, seuls les choix relevant des accords internationaux sur l'environnement ou les cas de pollution transfrontalière faisant l'objet de décisions de l'Union. Cependant, dans les faits, la plupart des choix en ce domaine relèvent de décisions prises au niveau européen, ce qui réduit les possibilités de politiques environnementales stratégiques intra-européennes (*cf. supra*).

3.2.3. *Les limites de l'argument du dumping écologique*

L'émergence du dumping écologique d'équilibre est conditionnée par la satisfaction d'hypothèses institutionnelles spécifiques et par l'existence de structure de marché particulières. Dans la mesure où il résulte de la conjonction de la présence de deux distorsions (pollution et concurrence imparfaite) et d'un seul instrument, le dumping écologique peut être éliminé si les gouvernements disposent d'un instrument supplémentaire : le recours à un subventionnement des abattements ou à une taxe à l'importation corrige la stratégie de laxisme environnemental et peut contribuer au rétablissement de la politique efficace. Mais l'argument du dumping écologique se heurte à de nombreuses autres limites.

En premier lieu, il convient de noter que le sens des distorsions de la politique environnementale serait modifié par une *action coordonnée des États*. Alors que des gouvernements agissant non coopérativement choisiraient des politiques trop laxistes par rapport aux dommages marginaux optimaux, ils choisirraient en revanche des *politiques plus strictes* par rapport au premier rang s'ils agissaient de façon coopérative. Dans ce cas, en effet, l'intérêt des gouvernements serait d'accroître la rente des entreprises en réduisant leur output par des taxes environnementales supérieures aux coûts marginaux de réduction de la pollution (Barrett, 1994).

En second lieu, la même inversion du sens des distorsions apparaît si l'on suppose que les entreprises se font une *concurrence en prix* (à la Bertrand)⁽⁶⁾. Comme le montre Barrett (1994)⁽⁷⁾, les prix intérieurs et extérieurs sont, dans ce cas, des compléments stratégiques. En l'absence d'intervention publique, les entreprises ne sont pas incitées à accroître leurs prix puisqu'elles fixent ceux-ci en supposant fixés ceux de leurs concurrents. Cependant, en augmentant la taxation environnementale et donc les coûts des entreprises domestiques, les gouvernements rendent crédibles les engagements de ces firmes à accroître leur prix, leurs concurrents étrangers réagissant à cette hausse par une hausse des leurs (les fonctions de réaction étant croissantes dans le cas d'une concurrence à la Bertrand). À l'équilibre, *les taxes environnementales sont donc supérieures aux dommages sociaux marginaux*.

En troisième lieu, les résultats obtenus dans le cas de deux monopoles nationaux sont remis en cause lorsque le nombre de firmes augmente et que *plusieurs entreprises nationales sont en concurrence*. Dans cette hypothèse, plus réaliste, la concurrence entre entreprises domestiques réduisant les profits, les gouvernements peuvent souhaiter une cartellisation de l'offre pour accroître les profits des firmes nationales en réduisant la production, ce qui les incite à taxer les entreprises par une hausse des taxes environnementales. Cet *effet lié à la structure de marché* s'oppose au précédent qui visait à donner un avantage stratégique aux entreprises domestiques. Le dumping écologique n'est plus nécessairement la stratégie d'équilibre, celle-ci dépendant de la prédominance d'un effet sur l'autre. Ainsi, dans le cas où les coûts sont linéaires, l'effet de structure de marché l'emporte et les taxes d'équilibre sont supérieures aux dommages sociaux marginaux. Comme le montre Barrett (1994), plus le nombre d'entreprises est important, moins le dumping écologique apparaît comme la stratégie d'équilibre.

(6) Il s'agit d'une situation de duopole dans lequel chaque entreprise cherche à prendre des parts de marchés à l'autre par une concurrence par les prix. Comme dans le cas d'une concurrence à la Cournot, chaque entreprise considère comme une donnée la décision de son concurrent. On aboutit alors à un équilibre non coopératif différent de l'équilibre de Cournot, dans lequel les deux entreprises pratiquent le même prix.

(7) Le raisonnement transpose l'analyse de Eaton et Grossman (1986) selon qui une taxe sur les exportations est optimale dans le cas d'une concurrence par les prix.

Reste l'argument des groupes de pression. Remarquons que cet argument est fragile. Il repose sur l'idée que l'influence des représentants des industries polluantes serait plus forte que celle des groupes écologistes, ce qui est loin d'être prouvé. Dans le cas inverse, les majorités au pouvoir étant plus sensibles aux arguments de ces derniers, les taxations environnementales seraient supérieures aux dommages sociaux marginaux. D'autre part, certains travaux montrent que la prise en compte des effets d'équilibre général de la politique de dumping écologique – qui se traduit par une discrimination en faveur des exportateurs – peuvent être défavorables à ses bénéficiaires et qu'il n'est pas certain que l'intérêt des exportateurs soit le soutien de cette politique (*cf.* Rauscher, 2001). Enfin, la prise en compte simultanée de groupes de pression ayant des aversions différentes pour la pollution et d'asymétries d'information conduit à des résultats ambigus concernant la réallocation de la production (Calmette, 2000).

3.2.4. Taxation environnementale et choix des instruments de politique économique

L'ensemble des analyses précédentes montre la fragilité de l'argument du dumping écologique. Cette politique n'apparaît comme optimale que dans des configurations spécifiques caractérisées par :

- une restriction des instruments de la politique commerciale à la seule politique environnementale ;
- une concurrence à la Cournot limitée à un petit nombre d'entreprises ;
- une action totalement non coopérative des gouvernements ;
- une plus grande efficacité des groupes de pression des entreprises exportatrices que des groupes écologiques.

Tout porte à croire que *l'émergence du dumping écologique d'équilibre est une conclusion peu robuste*. Toutefois, la question des instruments de politique économique apparaît essentielle. Même si les structures de marché étaient favorables au dumping écologique, celui-ci ne serait justifié que s'il était le seul substitut à la politique commerciale. Comme le montre Barrett (1994), la politique environnementale est un instrument d'amélioration de la compétitivité moins bon qu'une subvention des industries exportatrices résultant d'une politique industrielle ou de subventions à la Recherche et Développement. L'argument est clairement résumé par Copeland et Taylor (2003). Comme un tarif douanier est équivalent à une taxe à la consommation combinée avec une subvention à la production, un gouvernement qui s'engage à éliminer les tarifs peut répliquer l'effet du tarif en utilisant l'impôt à la consommation et la subvention sans avoir à manipuler la politique environnementale qui est une manière indirecte et moins efficace d'action sur les coûts.

Par conséquent, *les distorsions de politique environnementale étant socialement plus coûteuses que toute autre politique d'aide aux entreprises*, ce n'est que dans le cas où aucune politique de subventionnement ne serait

permise qu'il serait éventuellement souhaitable de réduire les exigences de la politique environnementale. Compte tenu des autres limitations tenant aux structures de marché, le *recours au dumping écologique stratégique comme barrière non tarifaire apparaît peu fondé*. Peu de travaux empiriques ont porté sur cette question spécifique. Gawarede (1999) et Ederington et Minier (2003) ont cependant mis en évidence une certaine réactivité de la politique environnementale à la concurrence internationale. D'autres recherches économétriques seraient nécessaires pour clarifier ce débat, la conclusion de l'ensemble des travaux théoriques étant que la conclusion selon laquelle un affaiblissement des standards environnementaux améliore la compétitivité est peu robuste.

3.3. Libéralisation des échanges et gouvernance environnementale

Une question doit cependant être mentionnée ici. Il s'agit de celle des institutions. La séparation des accords internationaux concernant le commerce et l'environnement est manifestement néfaste. Elle crée la possibilité de créneaux dans les réglementations commerciales, créneaux dans lesquels certains pays peuvent s'engouffrer pour améliorer leur compétitivité. Même si le dumping écologique d'équilibre est peu vraisemblable, il n'est pas interdit de penser qu'il peut être pratiqué unilatéralement par certains. Quelles représailles utiliser ? Des situations de dilemme du prisonnier sont à craindre si la riposte passe par un alignement à la baisse des régulations conduisant à des niveaux de pollution élevés et des niveaux de bien-être bas. L'intervention d'institutions internationales appropriées serait alors indispensable pour éviter cette configuration désastreuse.

Cette question des institutions internationales est récurrente dans les débats sur le développement du commerce mondial et l'environnement (*cf.* rapport Lepeltier, 2004). Deux tendances polaires s'expriment à ce sujet. Suivant la première, la mondialisation est source de richesses, dont découlerait aussi, pour les plus optimistes d'entre eux, la préservation de l'environnement. À l'opposé, s'exprime la crainte que la libéralisation des marchés n'ait des effets environnementaux néfastes, vis-à-vis du risque de changement climatique ou de la biodiversité notamment, domaines pour lesquels aucune courbe en U inversé entre développement économique et pression sur l'environnement (dite « courbe de Kuznets »), ne semble pouvoir être mise en évidence.

Dans ce contexte il n'est pas étonnant que les réunions de l'OMC soient devenues le lieu de confrontation entre ces deux thèses, et ce d'autant plus que l'environnement est un élément critique – avec l'égoïsme des pays riches en matière d'aide au développement – de la confrontation Nord – Sud. Les pays du sud s'inquiètent en effet des contraintes que l'objectif de préservation de l'environnement pourrait faire peser sur leur développement, et interrogent aussi les pays développés sur leurs efforts et engagements propres en ce sens.

Beaucoup des arguments mis en avant dans cette confrontation par les uns ou par les autres ne résistent pas à l'analyse. Ainsi l'association implicite qui est souvent faite entre accroissement de la pauvreté et mondialisation n'est pas documentée. Le protectionnisme n'est pas non plus gage de préservation de l'environnement, loin s'en faut. Certaines pressions parmi les plus aiguës résultent justement du non-développement. C'est le cas notamment de la déforestation tropicale due en premier lieu aux pressions agricoles. Dans ces conditions, la focalisation de la contestation sur le commerce n'apparaît pas toujours fondée, et l'on peut trouver regrettable qu'elle risque d'évincer les actions les plus « gagnant-gagnant », pour le développement et l'environnement, que sont la promotion de la démocratie et la lutte contre la corruption. Pour autant, on ne peut négliger les atteintes à l'environnement de la mondialisation, certaines parfois inattendues, comme la facilitation de vecteurs de la transmission de certaines maladies. D'où l'idée, fréquemment émise, que la mise en place de régulations appropriées est nécessaire pour assurer la « durabilité » de la mondialisation.

L'analyse qui précède permet de mettre en perspective et de hiérarchiser les différentes justifications à l'évolution des régulations internationales en ce domaine, au-delà des problèmes institutionnels posés par le développement non coordonné des accords multilatéraux sur l'environnement et de l'OMC, et par la nécessaire prise en compte de l'environnement à l'organisation de règlement des différends (Bureau et al., 2001).

Cette mise en perspective peut prendre comme point de départ l'analyse la plus classique, qui considère des pollutions locales. Elle constate qu'en l'absence de politiques environnementales en assurant l'internalisation, il y a imperfection de marché. Mais sa correction relève des politiques nationales. Celles-ci étant en place, l'environnement peut alors être considéré comme un facteur comme un autre. La libéralisation des échanges s'analyse donc dans les termes habituels. L'intérêt d'un pays à distordre le prix interne de ce facteur particulier pour des raisons compétitives apparaît de ce fait très tenu. En effet, la distorsion introduite ira souvent à l'encontre du bien être du pays dans son ensemble. Elle ne peut être justifiée que dans des cas très particuliers, où l'enjeu essentiel est de déplacer la rente à l'exportation, en supposant de plus que le pays n'a pratiquement pas d'autre instrument de politique économique que ses politiques environnementales. Sinon l'idée du *dumping écologique* ne tient pas.

Un pays peut, en revanche, chercher à exploiter les politiques environnementales comme barrières à l'importation, mais ceci est tout autre chose, car il faut bien distinguer l'impact des aides aux producteurs nationaux selon que le pays est exportateur ou importateur net du produit considéré. La focalisation de l'OMC est sur ce dernier cas. En effet, l'attention de l'OMC aux barrières non tarifaires, combinée à la prise de conscience des enjeux environnementaux par la société, multiplie et rend plus aigus les conflits entre les deux termes. D'un côté, les barrières non tarifaires deviennent en effet la principale source d'entraves aux échanges du fait de la réduction programmée des droits de douane. Or il est indéniable que les politiques environnementales peuvent être utilisées aux fins de protectionnisme, et ce

d'autant plus que celles-ci sont reconnues comme motif d'exception possible aux règles générales de non-discrimination commerciale. De l'autre, la prise de conscience progressive des préoccupations d'environnement pousse, notamment dans les pays développés, à la mise en place de normes plus ambitieuses car les consommateurs sont davantage prêts à en supporter les coûts et davantage demandeurs d'informations par le biais de certifications ou labellisation. La volonté de démanteler les barrières non tarifaires aux échanges et les exigences accrues de protection de l'environnement sont donc contradictoires, ce qui rend plus délicat le respect des principes fondamentaux de spécialité des institutions internationales suivant lequel le domaine de compétence de l'OMC se limite aux échanges, l'OMC n'examinant les politiques environnementales que du point de vue de leurs effets sur le commerce, et n'intervenant pas dans l'élaboration des normes d'environnement.

L'analyse qui a été développée conduit à identifier deux autres éléments à prendre en compte. Tout d'abord, on a noté le cas des biens publics globaux. On a vu en effet que la distinction entre biens publics globaux et dommages locaux est essentielle. Au regard de l'OMC, les dommages locaux relèvent normalement des États souverains et ne peuvent du point de vue du commerce justifier de mesures discriminatoires. Ce raisonnement est à la base de l'approche par produits qui juge *a priori* irrecevable des restrictions aux échanges au titre de mesures d'accompagnement de normes environnementales élevées pour les pollutions internes à un pays. La question des procédés et méthodes de production est en revanche pertinente pour les biens publics globaux, avec comme élément nouveau les enjeux économiques sans précédents associés à la prévention du changement climatique ou à la sécurité biologique. On a souligné, par ailleurs, les éventuels problèmes de compétitivité posés par l'absence d'harmonisation suffisante des politiques concernant ces biens globaux.

Ensuite, l'hypothèse selon laquelle le choix d'un pays de se fixer des normes plus ou moins élevées ne traduirait que ses préférences, et justifie que la spécialisation s'en trouve affectée, suppose une rationalité forte des comportements. Celle-ci apparaît bien discutable quand il s'agit des politiques environnementales, compte tenu des problèmes d'économie politique associés à leur mise en place. Cet élément n'est pas assez pris en compte dans les études d'incidence environnementales de la libéralisation des échanges, qui appliquent la méthodologie de Grossman et Krueger (1993). Suivant cette approche, l'impact sur l'environnement d'une mesure de libéralisation est résultant de trois effets :

- un effet « d'échelle », défavorable à l'environnement, le surcroît d'activité économique générant plus de pollution ;
- un effet de « composition », lié à l'évolution de la spécialisation des pays. Son impact sur l'environnement dépend de la manière dont ce facteur intervient dans la formation des avantages comparatifs (ou dans l'abondance relative des facteurs de production selon la théorie du commerce international à laquelle on se réfère) ;
- un effet « technique », favorable à l'environnement, si la libéralisation génère des transferts de technologies « propres » vers les pays en développement.

Les applications de cette démarche ne sont cependant pas toujours convaincantes, pour les trois raisons suivantes :

- le calcul de la résultante entre ces trois effets, suppose une capacité à les quantifier, dans le contexte spécifique considéré. Sans cela, l'analyse en reste au niveau de la conviction plutôt que de la preuve, et elle peut laisser dans l'ombre des éléments essentiels ;
- l'objectif de telles études d'incidences ne peut se limiter à un jugement global, positif ou négatif. D'ailleurs un impact environnemental faiblement négatif, mais qui résulterait d'un très fort effet d'échelle, ne devrait pas nécessairement condamner la mesure. L'étude d'incidence environnementale doit donc être conçue comme un élément d'une évaluation d'ensemble. Surtout, elle doit viser à identifier les éléments – clefs pour en tirer le meilleur parti, ou pour définir les mesures d'accompagnement à mettre en place pour en limiter les effets défavorables ;
- surtout, on ne peut en rester à l'hypothèse implicite que chaque pays avait mise et met en place aisément les politiques environnementales appropriées. Les politiques environnementales sont en effet des politiques récentes, et l'on ne peut, en général, considérer que cette « internalisation » soit pleinement réalisée compte tenu des problèmes d'acceptabilité qu'elles ont à résoudre. Leur évolution prévisible ou souhaitable concomitamment de la libéralisation des échanges, devrait donc être examinée. La traduction de cette idée en termes institutionnels n'est cependant pas simple. La convention de Bâle restreignant les échanges de déchets dangereux peut néanmoins être vue comme un cas où l'on s'est écarté, à juste titre, de l'analyse commerciale standard.

De même, on peut imaginer des solutions pour contenir les formes de *dumping écologique* unilatéral envisagées ci-dessus. Bagwell et Staiger (2001), rappellent à cet égard que les interactions possibles entre des politiques domestiques restant autonomes et le respect effectif des engagements pris de libéralisation du commerce étaient présentes à l'esprit des rédacteurs du GATT, au travers des dispositions dites de « *non violation complaint* » dont la portée dans ce contexte devrait donc être examinée.

4. Développement des taxes environnementales et fiscalité sur le capital

Le fait d'avoir écarté, en général, la prise en compte d'arguments spécifiques de compétitivité dans la conception des taxes environnementales n'écarte pas le scénario de redéploiement fiscal qui consisterait, d'un côté à réduire les taxes sur le capital, notamment la taxe professionnelle, de l'autre à augmenter les taxes sur les émissions polluantes.

Partant en effet du double constat, que notre fiscalité sur le capital est peu compétitive, et que nous sommes en retard dans le recours aux instruments fiscaux incitatifs dans nos politiques environnementales, un tel scénario est évidemment attractif. Et il peut se réclamer de la même idée que

celle qui avait justifié la suppression de taxes en cascade, et leur remplacement par la TVA, à savoir que l'environnement fiscal des entreprises doit d'abord être conçu pour assurer l'efficacité de la production. La seule adaptation de ce principe que nous intégrons est que cette efficacité doit être appréciée en incluant les coûts sociaux environnementaux.

4.1. Impact sur les distorsions

De manière très globale, un tel redéploiement fiscal irait donc dans le sens de la réduction des distorsions. Sur le plan environnemental, on a vu en effet qu'une marge de manœuvre existait en ce sens. Le diagnostic sur notre compétitivité fiscale, tel qu'il ressort de la contribution de Benassy-Quéré et al. au récent rapport du CAE (2003) sur la compétitivité (tableau 8), tend à confirmer par ailleurs que, quel que soit l'instrument retenu pour mesurer les distorsions, le « coin fiscal » apparaît plus élevé en France que chez nos partenaires. Ceci est notamment le cas pour les indicateurs de taux effectifs moyen d'imposition du capital, qui constituent, *a priori*, les indicateurs les plus pertinents vis-à-vis de l'attractivité. De plus, on dispose maintenant de travaux empiriques documentant son impact défavorable pour l'attractivité de notre territoire.

8. Estimation des taux effectifs moyens d'imposition du capital dans le cas de la France

Organismes et références	Résultat (en %)	Classement de la France au sein de l'Union européenne (à 15)
Niveau entreprises • Calcul des auteurs • Commission européenne ^(*) (2001) : <i>Company Taxation in the Internal Market</i>	30,7 37,5	11 ^e 14 ^e 15 ^e
Niveau personne • Calcul des auteurs	42,9	

Notes : Le « niveau personne » comprend à la fois l'imposition des entreprises et celles des personnes, ainsi que les mécanismes de suppression de la double imposition (par exemple, l'avoir fiscal dans le cas français). Les taux effectifs sont calculés à partir de la légalisation fiscale de 2001 et sur la base d'une hypothèse de rendement de l'investissement égal à 20 % ;
^(*) Les taux effectifs sont calculés à partir de la légalisation fiscale de 1999.

Sources : Commission européenne et calcul de Benassy-Quéré et al. pour le rapport du CAE *op. cit.*

Le constat que notre fiscalité sur le capital représente un handicap de compétitivité indique une piste de réforme fiscale, mais n'établit pas cependant sa priorité relative par rapport à la correction des autres distorsions qui demeurent, vis-à-vis du travail peu qualifié par exemple. Cette appréciation ne ressort pas du champ de ce rapport, mais elle conditionne évidemment l'évaluation que l'on peut faire du scénario de substitution des écotaxes aux

taxes sur le capital, dans la mesure où il existe d'autres utilisations possibles des recettes qui seraient procurées par le développement de ces écotaxes, dont on a par ailleurs déjà souligné l'opportunité.

Si l'on considère plus particulièrement la taxe professionnelle, il existe par ailleurs d'autres arguments que la mobilité internationale du capital pour en justifier l'évolution, notamment ses inconvénients en termes de concurrence fiscale entre collectivités. Dans certains cas, des arguments environnementaux s'y trouvent impliqués. Parfois les collectivités voisines, « jalouses » des ressources obtenues par les collectivités qui bénéficient des implantations industrielles (et pour lesquelles l'incitation à accepter la pollution est plutôt excessive), s'associent en effet aux groupes d'intérêts s'opposant à ces implantations dans une logique de « Nimby » (*Neither in my Backyard*). Une telle situation est gênante pour les politiques environnementales, qui se trouvent « capturées » par des intérêts particuliers, au risque de les discréditer. L'exacerbation de ces phénomènes de Nimby apparaît ainsi « perdant-perdant », pour le développement économique et pour l'environnement. En conséquence, la définition de règles de financement des collectivités, créant des incitations plus raisonnables à l'acceptation des équipements industriels est sans doute à rechercher.

4.2. Économie du redéploiement fiscal

On a souligné que les taxes environnementales n'étaient acceptables que si leur lien avec les coûts environnementaux était explicite. S'il s'agit donc de chercher un financement alternatif à la taxe professionnelle, la fiscalité foncière serait sans doute, du point de vue économique, un candidat plus naturel que des taxes qui n'ont pas comme objectif premier de dégager des recettes. Plus généralement, la structure hétérogène du redéploiement fiscal envisagé, qui combine une mesure sur des taxes contributives, que l'on cherche à être aussi peu distorsives que possible, et des mesures fiscales incitatives visant au contraire à créer des différentiels de prix pour infléchir les comportements, doit donc être bien perçue.

De plus, le redéploiement suggéré a été examiné en supposant que son critère portait sur la nature des assiettes (capital versus émissions polluantes), et non sur les agents concernés. Certes le transfert correspondant pourrait, en théorie, s'opérer en partie des entreprises vers les ménages. Mais ce dernier aspect n'est pas évident compte tenu de la situation des écotaxes existantes dans notre pays. Il doit de plus être relativisé, tant pour des raisons macroéconomiques, que pour des raisons environnementales.

L'idée, qu'en taxant les ménages on améliorerait la compétitivité, car les biens exportés ne supporteront pas les taxes correspondantes, ne résiste pas en effet à l'analyse, car il faut tenir compte des mécanismes d'indexation – de droit ou de fait – qui déterminent l'évolution des salaires. Dans ces conditions, les coûts unitaires déterminants pour la compétitivité finissent par intégrer ces taxes, la répercussion en étant même très rapide.

Les taxes environnementales ont vocation à responsabiliser les pollueurs, quels qu'ils soient. Des besoins de meilleure responsabilisation des ménages existent effectivement, vis-à-vis de leur mobilité, de leurs émissions de gaz à effet de serre, ou de leur production de déchets. Pour autant, le degré d'internalisation des coûts externes actuellement réalisé serait plutôt plus élevé de leur côté que de celui des entreprises, au moins pour ce qui concerne la taxation des produits énergétiques. La France taxe en effet les carburants à un taux relativement élevé par rapport aux autres pays membres de l'OCDE, y compris comparativement aux seuls pays européens. Au sein des pays membres de l'Union européenne, elle est au quatrième rang des pays taxant le plus les carburants, qu'il s'agisse du diesel ou du super, derrière le Royaume-Uni et l'Allemagne. Mais, la France taxe relativement peu les fiouls lourds et le fioul domestique, se situant respectivement aux 10 et 9^e rangs pour ces produits, en dessous de la moyenne de l'Union européenne.

La France est surtout un des pays où les différentiels de traitement entre l'industrie et les particuliers sont les plus marqués (tableau 9). Par exemple, le différentiel entre gazole et supercarburant est plus élevé en France que dans la moyenne de l'Union européenne, le Royaume Uni ayant, comme on l'a rappelé, rattrapé le différentiel de taux d'accises entre ces deux produits depuis 1994. Le différentiel entre taxation du fioul lourd industriel et fioul lourd domestique est un peu moins en décalage par rapport aux autres pays ; s'il est élevé relativement aux autres pays d'Europe du Nord et au Royaume Uni, il est sensiblement du même niveau qu'en Allemagne.

9. Rang de la France pour les prix à la consommation des produits énergétiques fossiles parmi les pays de l'OCDE

Rang		
Super sans plomb	8/31	(0,26)
Charbon pour l'industrie	6/22	(0,27)
Gaz naturel pour les ménages	8/26	(0,31)
Diesel	11/32	(0,34)
Fioul domestique	11/26	(0,42)
Gaz Naturel pour l'industrie	14/26	(0,54)
Fioul lourd industriel	21/30	(0,70)

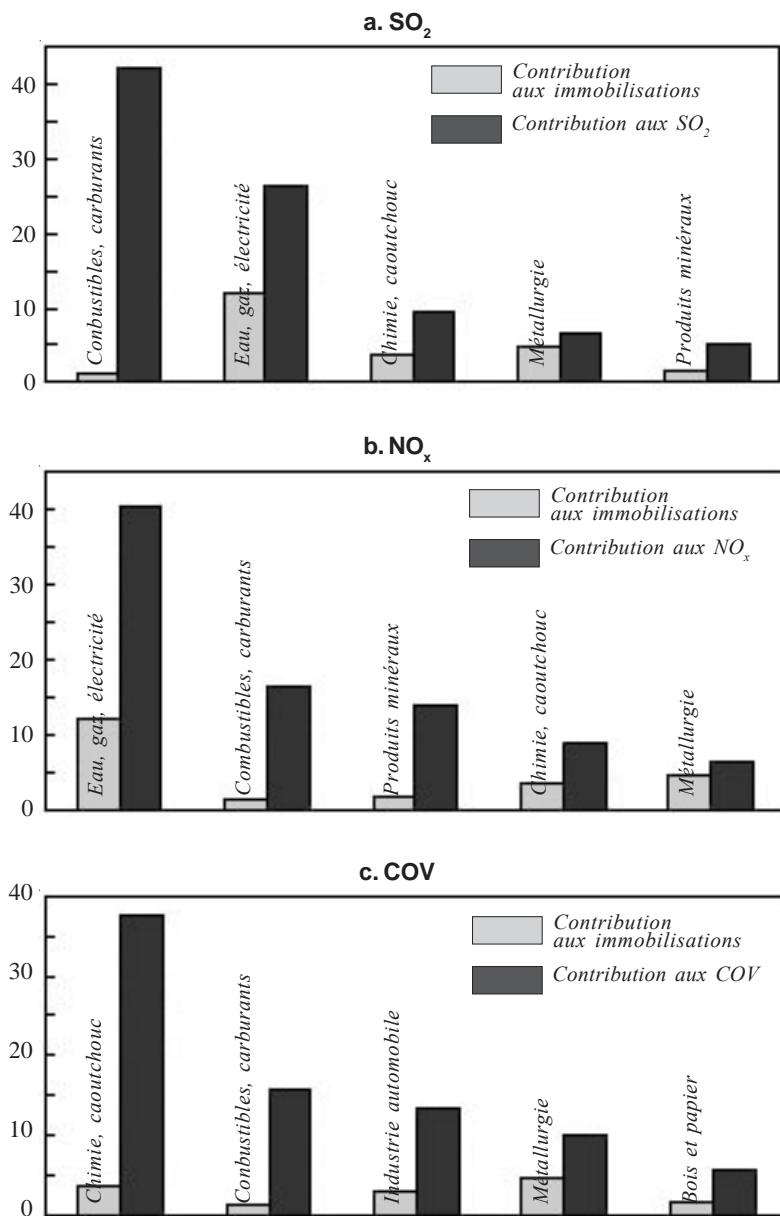
Notes : la France est le 8^e pays où le supercarburant est le plus cher parmi les 31 pays de l'OCDE pour lesquels ont dispose de données. 0,26 correspond au rapport 8/31, calculé pour établir un classement corrigéant la disponibilité variable des données.

Source : Agence internationale de l'énergie, 4^e trimestre 2002.

4.3. Impact distributif

Les conditions institutionnelles d'un tel redéploiement doivent, enfin, être examinées avec soin, notamment pour ce qui concerne la taxe professionnelle. Certes il vaudrait mieux taxer les pollutions que le capital. Mais on a vu que, parmi les écotaxes envisageables, beaucoup sont des taxes à visée

3. Contributions comparées des secteurs aux immobilisations corporelles et aux émissions de trois polluants atmosphériques



Lecture : le secteur de la production de combustibles et carburants est responsable de 42 % des émissions industrielles de NOx (hors transports) et concentre 1 % des immobilisations corporelles (hors transports et agriculture, ce dernier secteur n’étant pas redevable de la taxe professionnelle). Pour chacun des polluants sont représentés uniquement les cinq secteurs (au niveau NES 36) plus gros émetteurs.

Sources : Calcul D4E à partir de données ADEME, comptes nationaux.

essentiellement incitative, qui ne procurent qu'un financement pérenne limité, à l'exception notable de la TIPP. Par ailleurs un tel redéploiement aurait des effets redistributifs significatifs au moins sur certaines industries, car les pollutions apparaissent en général beaucoup plus concentrées que les immobilisations comme le montrent les graphiques 3a, b et c.

La simulation de l'impact d'un transfert entre TGAP-air et taxe professionnelle, réalisée par la Direction de la prévision et de l'analyse économique, en fournit une autre illustration.

10. Titre

	Avant réforme		Après réforme		Variation des prélevements fiscaux (en %)
	TGAP air SO ₂ 2001 (M €)	TP nette 2003 (M €) après plafonnement valeur ajoutée	Nouvelle TGAP air SO ₂	Nouveau montant de TP après plafonnement valeur ajoutée	
Raffinage pétrole	5	93 ^(*)	26	92	20,3
Production d'électricité	3	1 476 ^(**)	16	1 467	0,3
Chimie	2	735	12	731	0,7
Agroalimentaire	1	963	7	957	0,0
Construction	0	665	1	661	- 0,4
Métallurgie	2	924	8	918	0,1
Autres secteurs	9	10 501	46	10 403	- 0,9
Total tous secteurs	23 ^(***)	15 357	116	15265	0,0

Notes : (*) Toutes industries extractives ; (**) Production et distribution d'électricité, de gaz et d'eau ; (***) Estimation DP.

Sources : calcul DP à partir de données CITEPA et DGI/M2.

Conclusion

L'examen des relations entre politiques environnementales et compétitivité conduit à un jugement nuancé. À la question « Nos politiques environnementales sont-elles conçues en intégrant suffisamment leurs éventuels effets sur la compétitivité de l'économie ? », la réponse est clairement négative. Mais elle l'est aussi à l'autre question « L'argument compétitivité justifie-t-il de réviser à la baisse l'ambition de nos politiques environnementales ? »

La réponse négative à la première question résulte de ce que nos politiques environnementales recourent prioritairement à la réglementation plutôt qu'aux instruments économiques, que constituerait l'éco-fiscalité et les marchés de permis d'émissions. De plus, cette réglementation ne se préoccupe pas particulièrement d'être propice à l'innovation...

Le développement insuffisant de ces instruments économiques constitue donc un handicap pour la compétitivité mais aussi du strict point de vue environnemental, car on ne peut traiter de pollutions diffuses, infléchir les comportements, et développer la prévention que par le biais d'incitations économiques responsabilisatrices.

Deux recommandations en découlent :

- la nécessité de mieux examiner la qualité des réglementations environnementales. À cet égard, les politiques environnementales constituent un domaine privilégié d'application des études sur l'efficacité de la réglementation. Outre la réalisation de bilans coûts-avantages, ces études doivent viser particulièrement dans ce cas la justification du choix d'instruments retenus, en considérant comme référence le recours aux instruments économiques (éco-fiscalité ou marchés de permis). Lorsque la réglementation est retenue, il convient de vérifier que ses modalités ne constituent pas un obstacle à l'innovation. Lorsque ce sont les démarches volontaires qui le sont, la crédibilité de la démarche doit être soigneusement argumentée ;
- l'intérêt de se fixer un objectif général d'internalisation complète des dommages environnementaux dans le système de prix. L'argument de la compétitivité ne saurait s'y opposer pour les pollutions et ressources environnementales locales, mais il est recevable pour ce qui touche aux pollutions transfrontalières et aux émissions de gaz à effet de serre. Il est alors possible d'y répondre en instaurant des règles de redistribution des recettes fiscales ou de distribution des permis qui préservent l'objectif d'internalisation des dommages.

Le développement des écotaxes qui est ainsi recommandé pourrait aller de pair avec une réduction de l'imposition du capital. Mais il ne faut y voir là que la concomitance de deux types de distorsions à corriger dans notre système fiscal. En aucun cas ceci n'autorise à affranchir certains pollueurs de mécanismes de responsabilisation, parce qu'il s'agirait d'entreprises. Le principal obstacle à ce développement réside dans la construction de mécanismes et d'institutions pour en assumer l'acceptabilité, qui nécessite la transition, en France, des expériences étrangères réussies en ce domaine.

Concrètement, la mise en place d'une institution ou autorité, analogue aux Green Tax Commissions, réunissant de manière équilibrée des représentants du public, de l'industrie, des milieux académiques, des experts de l'environnement, de la fiscalité et du droit, aiderait à construire un consensus sur l'éco-fiscalité et sa redistribution. Cette autorité pourrait aussi, examiner les conditions pour que les politiques environnementales ne se trouvent capturées par les logiques de « *Nimby* ».

Cette autorité pourrait examiner, notamment, les questions thématiques suivantes :

- air : relèvement des taxes sur les oxydes d'azote et le dioxyde de soufre à un niveau incitatif eu égard aux enjeux sanitaires. Examen des modalités d'utilisation des ressources ainsi dégagées entre une redistribution « à la suédoise » et le financement de la réforme fiscale.

- climat : établissement d'une stratégie pluriannuelle d'évolution de la taxe intérieure sur les produits pétroliers sur les carburants. Programmation du relèvement de la taxe sur le gazole, y compris pour les transports routiers de marchandises. Différenciation fiscale à l'achat des véhicules en fonction de leurs émissions polluantes (gaz à effet de serre, particules, oxydes d'azote).
- déchets : évaluation de l'évolution souhaitable de la taxe sur les décharges, dans le contexte prévisible de l'équilibre offre-demande de capacités de traitement. Évolution du poids de la « redevance » sur les ordures ménagères, par rapport à la « taxe ».
- eau : étude d'une modulation accrue des redevances pollution et du recours aux marchés de droits dans les zones d'excédent structurel (nitrates). Relèvement du niveau des taxes sur les pesticides, pour le rapprocher de la valeur des dommages externes associés à leur utilisation.
- biodiversité : évaluation de la différenciation souhaitable de la fiscalité foncière et du recours à des mécanismes de transferts de droits à construire dans les zones littoral et montagne.

L'argument compétitivité justifie-t-il de réviser à la baisse l'ambition de nos politiques environnementales ? La réponse négative à cette seconde question résulte de deux types de considérations. En premier lieu, les distorsions de politique environnementale sont de manière générale, socialement plus coûteuses que toute autre politique visant la compétitivité. Le recours à la politique environnementale comme substitut à la politique commerciale ne serait donc justifié qu'en l'absence de tout autre instrument et dans des configurations spécifiques des marchés. En second lieu, le rejet des arguments de compétitivité pour réviser à la baisse les politiques environnementales tient à la faiblesse de l'ampleur des effets de celles-ci. La plupart des travaux économétriques montrent que les taxation environnementales n'ont eu que peu d'effet sur la compétitivité des entreprises et que leur impact sur les délocalisations et les investissements directs internationaux a été limité.

Cependant, compte tenu de l'asymétrie des régulations internationales en matière de biens publics mondiaux, un éventuel durcissement de celles-ci serait susceptible d'introduire des distorsions plus importantes de concurrence et de provoquer des modifications dans les spécialisations. Dans cette perspective, il serait souhaitable que l'OMC soit plus consciente des enjeux associés à l'élaboration des normes d'environnement et que celles-ci soient conçues en tenant compte des distorsions commerciales susceptibles d'être induites.

S'agissant de l'effet de serre, la possibilité de mettre en place des instruments d'intervention aux frontières en l'absence de politiques harmonisées nécessite d'être sécurisée à l'OMC. Ce sujet devrait être mis à l'agenda de son groupe Environnement-Commerce. C'est une question de gouvernance mondiale qui a déjà été abordée par le rapport du Conseil d'analyse économique sur le sujet. Par ailleurs, comme le soulignait Guesnerie (2003), cela

ouvrirait la perspective d'un réexamen global de la fiscalité permettant de réduire certaines distorsions induites par les autres formes de prélevements. Compte tenu des distorsions de concurrence au détriment des pays signataires de Kyoto, ce redéploiement de la fiscalité serait nécessaire pour en faciliter l'acceptabilité.

Cette relativisation, du conflit entre environnement et compétitivité n'apparaît pas incompatible avec l'acuité du débat public sur ce thème, que l'on observe à propos des produits chimiques, de la Charte pour l'environnement, ou du protocole de Kyoto...

En effet, le débat public tend à étendre à l'économie dans son ensemble une notion de compétitivité qui ne vaut que pour l'entreprise. La notion de compétitivité a en effet un sens relativement clair dès lors qu'on se place au niveau d'une entreprise individuelle. Si, par exemple, ses coûts unitaires sont supérieurs aux prix qui prévalent sur ses marchés, elle ne pourra vendre ses produits qu'en faisant des pertes, et finira par disparaître.

Mais on ne peut extrapoler ce type de raisonnement au niveau d'un pays car une entreprise est une forme d'organisation, des talents et du capital qui peut fort bien disparaître, sans que cela implique la disparition des ressources qu'elle utilisait mais sa recombinaison à travers d'autres organisations. Au niveau de l'économie dans son ensemble, la question qui s'est posée est de savoir si les politiques environnementales vont avoir des effets néfastes en termes de spécialisation ou de localisation.

Par ailleurs, le débat public ne porte pas tant sur le niveau de protection désirable et l'identification des gisements les moins coûteux pour l'atteindre que sur la question de savoir qui supportera (comment sera partagé) le coût de ces efforts, donc sur un problème de distribution, qui est essentiellement interne au pays.

Références bibliographiques

- Arnold O. (2003) : « La taxe irlandaise sur les sacs de caisse », *Note interne D4E-B3*, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris.
- Aviam A., F. Nirascou et N. Riedinger (2004) : « Entreprises et environnement », Complément au rapport.
- Bagwell K. et W. Staiger (2001) : « The WTO as a Mechanism for Securing Market Property Rights: Implication for Global Labor and Environmental Issues », *Journal of Economic Perspectives*, été, pp. 69-88.
- Baron R. et N. Riedinger (2004) : « Politiques de protection de l'environnement, compétitivité et décisions d'investissement », Complément au rapport.

- Barrett S. (1994) : « Strategic Environmental Policy and International Trade », *Journal of Public Economics*, n° 54, pp. 325-338.
- Becker R. et J. Henderson (2000) : « Effects of Air Quality on Pollution Industries », *Journal of Political Economy*, n° 108, pp. 179-421.
- Benassy-Quéré A. E. Bertin, A. Lahrèche-Révil, T. Madiès et T. Mayer (2003) : « La compétitivité fiscale » in *Compétitivité*, Rapport du CAE, n° 40, La Documentation française.
- Birdsall N. et D. Wheeler (1992) : « Trade Policy and Industrial Pollution in Latin America: Where are the Pollution Havens? » in *International trade and the environment*, P. Low (ed.), World Bank, Washington DC, pp. 159-169.
- Brander J.A. et B.J. Spencer (1985) : « Export Subsidies and International Market Share Rivalry », *Journal of International Economics*, n° 18, pp. 83-100.
- Bureau D. (2003) : « Économie des instruments de protection de l'environnement : théorie et mise en œuvre », *Document de Travail S03*, Ministère de l'Environnement, Paris.
- Bureau D., M-C. Daveu et S. Gastaldo (2001) : « Gouvernance mondiale et environnement » in *Gouvernance mondiale*, Rapport du CAE, n° 37, La Documentation française.
- Bureau D. et Z. Formery (1988) : « Quand peut-on justifier des aides à l'exportation ? » *Annales d'Économie et Statistique*, n° 12, pp. 109-126.
- Caicedo E. et A. Berger (2003) : « L'évolution des taxes et redevances liées à l'environnement depuis 1995 », *Données de l'Environnement*, n° 87, IFEN.
- Calmette M.F. (2000) : « Régulation des firmes polluantes en libre-échange : conséquences des asymétries d'information et des groupes de pression », *Économie et Prévision*, n° 143-144, pp. 101-119.
- Chichilnisky G. (1994) : « Global Environment and North-South Trade », *American Economic Review*, n° 84, pp. 851-874.
- Chivian E. et A. Bernstern (année) : « Embedded in Nature: Human Health and Biodiversity », *Environmental Health Perspectives*, n° 112-1, pp. A12-13.
- Commission des comptes et de l'économie de l'environnement (2003) : *La fiscalité liée à l'environnement*, Rapport, Ministère de L'écologie et du Développement durable, Paris.
- Copeland B.R. et M.S. Taylor (1994) : « North-South Trade and the Environment », *Quarterly Journal of Economics*, n° 119, pp. 755-787.
- Copeland B.R. et M.S. Taylor (2003) : « Trade, Growth and the Environment », *NBER Working Paper*, n° 9823, juillet.
- Cros C. et S. Gastaldo (2004) : « Politiques unilatérales et biens publics globaux », Complément au rapport.

- Debonneuil M. et L. Fontagné (2003) : « La France est-elle compétitive ? » in *Compétitivité*, Rapport du CAE, n° 40, La Documentation française.
- Delache X. et al. (2003) : *Couverture des coûts des infrastructures routières*, Ministère de l'Équipement et de l'Écologie, Paris.
- Delalande D. (2003) : « La taxation des émissions d'azote et de soufre en Suède », *Note Interne D4E*, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris.
- Delalande D. et E. Martinez (2004) : Le plan national d'allocation des quotas dans le système d'échange européen de quotas CO₂ et la compétitivité, Complément au rapport.
- Eaton J. et G. M. Grosman (1986) : « Optimal Trade and Industrial Policy Under Oligopoly », *Quarterly Journal of Economics*, n° 101, pp. 383-406.
- Ederington J., A. Levinson et J. Minier (2003) : « Footloose and Pollution Free », *NBER Working Paper*, n° 9718.
- Ederington J. et J. Minier (2003) : « Is Environmental Policy a Secondary Trade Barrier? An empirical analysis », *Canadian Journal of Economics*, n° 36, pp; 137-154.
- Externe (1998) : *European Commission, Directorate General XII, Externe Externalities of Energy*, Science, Research and Development.
- Gawande K. (1999) : « Trade Barriers as Outcomes From Two-Stage Games: Evidence », *Canadian Journal of Economics*, n° 32(4), pp. 1028-1056.
- Greenstone M. (2002) : « The Impacts of Environmental Regulations on Industrial Activity: Evidence from the 1970 and the 1977 Clean Air Act Amendments and the Census of Manufactures », *Journal of Political Economy*, n° 110, pp. 1175-1219.
- Grether J.M et J. de Melo (2003) : « Globalization and Dirty Industries: Do Pollution Havens Matter? », *NBER Working Paper*, n° 9776.
- Grossman G.M. et A.B. Krueger (1993) : « Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement » in *The US-Mexico Free Trade Agreement*, P. Garber (ed.), Cambridge MA, MIT Press.
- Guesnerie R. (2003) : « Les enjeux économiques de l'effet de serre » in *Kyoto et l'économie de l'effet de serre*, Rapport du CAE, n° 39, La Documentation française.
- Helpman E. et P. Krugman (1989) : *Trade Policy and Market structure*, Cambridge MA, MIT Press.
- Hourcade J-C. et P. Quirion : Limitation des émissions de CO₂ et compétitivité de l'industrie européenne, Complément au rapport.
- Jaffé A., S. Peterson, P. Portney et R. Stavins (1995) : « Environmental Regulation and the Competitiveness of US Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? », *Journal of Economic Literature*, n° 33, pp. 132-163.

- Jayadevappa R. et S. Chatre (2000) : « International Trade and Environmental Quality: A Survey », *Ecological Economics*, n° 32, pp. 175-194.
- Jeppesen T., J. List et H. Folmer (2002) : « Environmental Regulations and New Plant Location Decisions », *Journal of Regional science*, n° 42(1), pp. 19-49.
- Kahn M. (1997) : « Particulate Pollution trends in the US », *Regional Science and Urban Economics*, n° 27, pp. 87-107.
- Kalt J.P. (1988) : « The Impact of Domestic Environmental Regulatory Policies on US International Competitiveness » in *International Competitiveness*, Spence et Heather (eds), Cambridge MA, Harper and Row, pp. 221-262.
- Keller W. et A. Levinson (2002) : « Pollution Abatement Costs and Foreign Direct Investment Inflows to US States », *Review of Economics and Statistics*, n° 84, pp. 691-703.
- Kennedy P.W. (1994) : « Equilibrium Pollution Taxes in Open Economies with Imperfect Competition », *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 27, pp. 49-63.
- Krugman P. (1994) : « Competitiveness: A Dangerous obsession », *Foreign Affairs*, n° 73(21), pp. 28-44.
- Lepeltier S. (2004) : « Mondialisation : une chance pour l'environnement », *Les rapports du Sénat*, n° 233, Paris.
- Levinson A. (1996) : « Environmental Regulations and Industry Location: International and Domestic Evidence » in *Fair Trade and Harmonization: Prerequisites for Free Trade*, Bhagwati et Hudec (eds), Cambridge MA, MIT Press.
- List J.A., W.W. Mettome, D.L. Millimet et P.G. Fredrikson (2002) : « Effects of Environmental Regulations on Manufacturing Plant Births », *Review of Economics and Statistics*.
- Low. P et A. Yeates (1992) : « Do ‘Dirty’ Industries Migrate » in *International Trade and the Environment*, Low (ed.), World Bank, Washington DC.
- Lucas E.B.R., D. Wheeler et H. Hettige (1992) : « Economic Development, Environmental Regulation and the International Migration of Toxic Industrial Pollution: 1960-1988 » in *International Trade and the Environment*, Low (ed.), World Bank, Washington DC.
- Mani M. et D. Wheeler D. (1997) : « In Search of Pollution Havens: Dirty Industry Migration in the World Economy, » *World Bank Working Paper*, n° 16.
- Markensen J.R. (1975) : « International Externalities and Optimal Tax Structures », *Journal of International Economics*, n° 5, pp. 15-29.
- Myrick-Freeman III A. (2002) : « Environmental Policy Since Earth Day I: What Have We Gained? » *Journal of Economic Perspectives*, n° 16-1, pp. 125-146.

- Neuville A. (2003) : « Droits d'aménagement négociable : l'exemple des New Jersey Pinelands », *Note Interne D4E*, n° D2-03-084, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris.
- OCDE (1996) : *Examen des performances environnementales. Suède*, OCDE, Paris.
- OCDE (2001) : *Environmentally Related Taxes in OECD Countries: Issues and Strategies*, OCDE, Paris.
- OCDE (2002) : *Examen des performances environnementales. Royaume-Uni*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003a) : *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003b) : *Environmental Taxes and Competitiveness: An Overview of Issues, Policy Options and Research Needs*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003c) : *Environmental Policy in the Steel Industry: Using Economic Instruments*, OCDE, Paris.
- Persson M. (2003) : *Industrial Migration in the Chemical Sector: Do Countries with Lax Environmental Regulations Specialize in Polluting Industries*, Mimeo, Göteborg University.
- Pethig R. (1976) : « Pollution, Welfare and Environmental Policy in the Theory of Comparative Advantage », *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 2, pp. 160-169.
- Porter H. et C. Van der Linde (1995) : « Toward a New Conception of Environment. Competitiveness Relationship », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, n° 4.
- Rainer F., A. Rabl et J.V. Spadaro (2001) : « Quantification de la pollution atmosphérique : le projet ExternE de la Commission européenne », *Pollution atmosphérique*, n° spécial ‘Combien vaut l'air propre ?’, décembre.
- Raspiller S. et N. Riedinger (2004) : « Les différences de sévérité environnementales entre pays influencent-elles les comportements de localisation des groupes français ? », *Document de Travail D4E*, n° 04-E01, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris.
- Ratbayake R. (1998) : « Do Stringent Environmental Regulations Reduce International Competitiveness? », *International Journal of the Economics of Business*, n° 5, pp. 77-96.
- Rauscher M. (2001) : « On Ecological Dumping » in *The Economics of International Trade and the Environment*, Batabyal et Baladi (eds), pp. 67-89.
- Requête T. et W. Unold (2003) : « Environmental Policy Incentives to Adopt Advanced Abatement Technology: Will the True Ranking Please Stand Up? », *European Economic Review*, n° 47, pp. 125-146.

- Riedinger N. et E. Hauvy (2003) : « Le coût de dépollution atmosphérique pour les entreprises françaises : une estimation à partir de données individuelles », *Document de Travail INSEE*, n° G-2003-01.
- Saint-Paul G. (2004) : « La prise en compte du changement technique endogène affecte-t-elle l'équivalence entre taxes et permis ? », *Document de Travail D4E*, n° 04-E02, Ministère de l'Écologie et du Développement durable, Paris.
- Saint-Paul G. (2004) : Fiscalité environnementale et compétitivité, Complément au rapport.
- Salanié B. (2002) : *Théories économiques de la fiscalité*, Economica, Paris.
- Scherrer S. (2002) : « Les pertes d'usage récréatif du patrimoine forestier après les tempêtes de 1999 : le cas de la forêt de Fontainebleau », *Économie et Statistique*, n° 357-358, pp. 153-171.
- Scherrer S. (2004) : « Comment évaluer les biens et servies environnementaux ? », *Réponses Environnement*, La Documentation française.
- Smarzynska B. et S.J. Wei (2001) : « Pollution Havens and Foreign Direct Investment: Dirty Secret or Popular Myth? », *NBER Working Paper*, n° 8465.
- Smith S. (2003) : « Écotaxes : quels enseignements ? », *Les Séminaires de l'IDDR*, n° 8.
- Statistics Sweden (2000) : *Environmental Taxes and Environmentally Harmful Subsidies, Envriornmental accounts*.
- Sterner T. (2002) : « Policy Instruments for Environmental and Nature Resource Management », *RFF Press in Collaboration with the World Bank and SIDA*, Washington DC.
- Swedish Environmental Protection Agency (2000) : *The Swedish Charge on Nitrogen Oxides. Cost-Effective Emission Reduction*, décembre.
- Tobey J.A. (1990) : « The Effects of Domestic Environmental Policies on Patterns of World Trade: an Empirical Test », *Kyklos*, n° 43(2), pp. 191-209.
- Ulph A. (1996) : « Environmental Policy and International Trade When Governments and Producers Act Strategically », *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 30(3), pp. 265-81.
- Ulph A. (1997) : « Environmental Policy and International Trade: A Survey of Recent Economic Analysis » in *International Handbook of Environmental and Resource Economics*, Folmer et Tietenberg (eds), Chetnham, E. Elgar, pp. 3-40.
- Ulph A. et L. Valentini (1997) : « Plant Location and Strategic Environmental Policy With Inter-Sectoral Linkages », *Resources and Energy Economics*, n° 19, pp. 363-383.
- Ulph A. et L. Valentini (1997) : « Is Environmental Dumping Greater When Plants are Footloose? », *Scandinavian Journal of Economics*, n° 103, pp. 673-688.

- Van Beers C. et J. van den Bergh (1997) : « An Empirical Multi-Country Analysis of the Impact of Environmental Policy on Foreign Trade Flows », *Kyklos*, n° 50, pp. 19-46.
- Vourc'h A. et O. Lenain (2001) : *Comment encourager une croissance écologiquement durable en France ?* OCDE, Paris.
- Wilson J., T. Otsuki et M. Sewadeh (2002) : *Dirty Exports and Environmental Regulations: Do standards Matter to Trade?* Mimeo, World Bank.
- Xepapadeas A. et A. de Zeeuw (1999) : « Environmental Policy and Competitiveness: The Porter Hypothesis and the Composition of Capital », *Journal of Environmental Economics and Management*, n° 37, pp. 165-182.
- Xing Y. et C. Kolstad (2002) : « Do Lax Environmental Regulations Attract Foreign Direct Investment ? » *Environmental and Resource Economics*, n° 21(1), pp. 1-23.

Commentaire

Jacques Delpla

Barclays Capital^()*

Le rapport de Dominique Bureau et Michel Mougeot est de grande qualité sur un sujet qui oppose, parfois avec passion, écologistes et entreprises.

Les auteurs font un tour d'horizon exhaustif de l'état du débat, tant d'un point de vue théorique qu'empirique. Et dans une matière où l'analyse coûts bénéfices est si importante, leur revue des résultats empiriques et des expériences menées à l'étranger est d'un grand intérêt.

Le fait que les recettes des taxes environnementales soient les plus élevées en Scandinavie, en Irlande ou au Royaume-Uni et soient les plus faibles en Europe latine, nous laisse penser que le lien entre taxes vertes et compétitivité n'est peut-être pas le lien négatif attendu par le sens commun. Les entreprises Scandinaves subissent de fortes taxes environnementales et leurs résultats à l'exportation n'en semblent pas affectés. Il y a là un paradoxe, heureux, qu'expliquent avec brio les auteurs.

Le mérite de leur rapport est d'apporter des réponses claires et relativement tranchées à des problèmes qui ne le sont pas *a priori*.

À la question « est-ce que les politiques de l'environnement lèsent la compétitivité des entreprises ? » ; Les auteurs répondent paradoxalement mais clairement par la négative *si on choisit les bons instruments*. J'aborderai trois sujets :

- les avancées de ce rapport ;
- l'économie politique de la mise en œuvre des taxes environnementales ;
- la stabilité des règles.

(*) Au moment de la rédaction de ce commentaire.

1. Les avancées du rapport

Dominique Bureau et Michel Mugeot montrent clairement les points suivants ;

- il est de l'intérêt public de taxer les pollutions. Les auteurs reprennent ici les résultats classiques de l'économie de l'environnement, qui méritent toujours d'être rappelés ; le marché seul ne prend pas en compte tous les effets externes négatifs engendrés par la pollution. Des taxes, dites à la Pigou, ou des droits d'émission, permettent d'y remédier et de revenir à l'optimum. Je tiens par ailleurs à recommander la lecture de l'article de ce rapport par Gilles Saint-Paul sur l'équivalence – restaurée – entre permis d'émission et taxes environnementales ;

- on a tort de privilégier la réglementation de la pollution. La taxation de la pollution et les permis d'émission dominent – *i.e.* sont plus efficaces – que la réglementation dans la lutte pour l'environnement, car ils envoient de bons signaux de prix aux producteurs de pollution. Ils permettent par ailleurs de minimiser le coût de réalisation d'un objectif environnemental et donc de diminuer, par rapport à de la réglementation, le coût de l'effort de dépollution pesant sur les entreprises.

On découvre d'ailleurs dans ce rapport que la France se caractérise par trop de réglementations environnementales et par un défaut – et de très loin – dans la taxation de la pollution ou dans l'émission de droits à polluer. Des réformes sont donc possibles et souhaitables. Espérons que le rapport en suscitera ;

- oui, il est possible de modifier le comportement des entreprises de manière à ce qu'elles polluent moins, sans que cela ne lèse leur compétitivité. Comment ? En restituant aux entreprises les fruits des taxes à la Pigou (ou des droits d'émission) sous forme de transferts non distorsifs ou d'une réduction de prélèvements jugés distorsifs. Cette restitution doit bien évidemment être totalement dissociée de la pollution taxée. Le rapport propose, par exemple, qu'elle soit proportionnelle à la production des entreprises pour préserver leur compétitivité. Cette idée de restitution est probablement l'apport majeur du rapport.

Les auteurs envisagent comme restitution que l'on déduise d'autant les taxes sur le capital (TP ou IS). Ceci dit, ils nous indiquent que les taxes environnementales seraient un pauvre substitut à la TP, dont le remplacement est si débattu en ce moment. Tant pour des raisons de base fiscale que pour les montants en jeu. Par ailleurs, je crains qu'une restitution globale (par baisse de TP et d'IS) ne se heurte à de trop forts lobbies, car cela reviendrait à un transfert substantiel de quelques industries polluantes vers l'ensemble des entreprises. Il est probablement souhaitable que ces taxes vertes conduisent au minimum de redistribution entre secteurs d'activités. Il y aura malgré tout au minimum une redistribution entre secteurs (polluants ou non) et, au sein d'un même secteur, entre les entreprises peu polluantes et celles qui le sont plus, sauf à dénaturer complètement l'instrument.

Les bonnes taxes environnementales (ou les droits d'émission) ne rapportent pas d'argent à l'État ; elles sont là d'abord pour restaurer les bons signaux de prix sur les externalités négatives (taxes à la Pigou).

Quelles incitations y a-t-il pour le ministère des Finances, et notamment la Direction de la législation fiscale, à promouvoir de telles taxes, qui ne font que complexifier le Code général des Impôts et qui sont neutres sur les finances publiques ? J'en vois deux :

- favoriser l'efficacité économique ;
- les autres options sont des réglementations inefficaces qui peuvent à terme faire baisser la base fiscale.

2. Économie politique de la mise en œuvre des taxes environnementales

La question peut se résumer ainsi ; « Comment expliquer qu'avec le fort consensus en faveur de l'environnement (tant dans le public que chez les élus), il y ait des politiques d'environnement aussi peu efficaces et des taxes sur les pollutions aussi faibles ? ».

Longtemps, il y a eu un débat idéologique entre :

- les écologistes qui, avec raison, parlaient des coûts de la pollution pour le bien-être des populations. À tort, ils ne voulaient pas entendre parler de droits d'émission (*i.e.* de prix de la pollution) ou de taxes environnementales, mais seulement de réglementation ;
- les industriels, qui minimisaient à tort les coûts de la pollution pour la collectivité, et pointaient avec raison les coûts de certaines réglementations aveugles.

Aujourd'hui, les blocages à la fiscalité environnementale optimale semblent être :

- les craintes des gouvernements à augmenter des impôts. Au nom de la volonté – légitime – de vouloir baisser les prélèvements obligatoires, il y a souvent un effet « *Read my lips, no more taxes* » ; les gouvernements croient trop qu'il faut éviter tout nouvel impôt. C'est une erreur alors même que les taxes sur les produits nuisibles sont désirables ;

- la faim budgétaire. Avec les larges déficits publics, il y a une forte tentation de s'accaparer les gains fiscaux pour soit financer des dépenses nouvelles soit réduire le déficit. C'est une erreur, car le but de ces taxes (ou permis) est l'efficacité économique et non les finances publiques. Ce fut l'échec de l'extension de la taxe générale sur les activités polluantes aux consommations intermédiaires d'énergie en 2000, dont le produit devait servir à financer les 35 heures ;

- les craintes des industriels contre tout nouvel impôt. Aujourd'hui, les gouvernants ont peu ou pas de crédibilité quand ils déclarent qu'ils augmenteront la fiscalité verte et baisseront en contrepartie celle sur le capital. À bon droit, les entrepreneurs ne retiennent que la première partie de la formule ;

- les réticences des administrations fiscales à mettre en œuvre des mesures fiscales compliquées et au rendement net nul.

Comment en sortir ? Suggestions de réformes – politiquement faisables – ;

- développer les *Green Tax Commissions* comme dans les pays nordiques. Il s'agit ici de faire à la fois du consensus et du travail sur des mesures spécifiques de taxation et de rétrocession. Il est illusoire de croire que la fiscalité verte émergera du seul débat administratif. Il faut y associer à la fois la société civile, les entreprises, des parlementaires, des scientifiques et des économistes. C'est le seul moyen de produire des propositions acceptables. Les Scandinaves et les Anglais le font depuis plus de dix ans ; pourquoi pas en France ? ;

- que le gouvernement assume les deux points essentiels du mécanisme ; il y aura de nouvelles taxes et elles seront rétrocédées aux entreprises ;

- assumer que les augmentations de ces taxes environnementales seront conséquentes. Dominique Bureau et Michel Mogeot montrent bien que la France est très en retard par rapport à la Scandinavie et au Royaume-Uni ; ils suggèrent que les montants unitaires de certaines taxes pourraient être multipliés par dix ;

- assurer un lointain horizon pour la fiscalité environnementale. Les entreprises sont prêtes à payer plus, mais elles veulent connaître le sentier d'évolution des règles. Les augmentations de taxes peuvent être graduelles, mais elles doivent être prévisibles. Un accord majorité – opposition parlementaire sur ce point (comme au Royaume-Uni) renforcerait la crédibilité du mécanisme.

3. La stabilité des règles

En discutant avec certains gros pollueurs, il apparaît que :

- pour certaines entreprises polluantes, les taxes environnementales ne sont pas un motif de délocalisation parce qu'elles doivent produire près de leurs marchés ou parce qu'elles produisent des biens non échangeables. C'est vrai pour les énergies électriques et gazières, mais c'est aussi le cas pour les raffineries de pétrole ou les produits pondéreux. Mais c'est faux pour la chimie, l'acier ou l'aluminium ;

- pour ces entreprises polluantes, les taxes environnementales ne sont pas le principal obstacle à la compétitivité – *a fortiori* si le produit de ces taxes est rétrocédé ! Elles s'y attendent et les prennent en compte ;

- ce que ces entreprises demandent en revanche est une prévisibilité (sur plusieurs années) des taxations et règles environnementales, notamment à cause des investissements lourds et irréversibles (*sunk costs*). Une vue de long terme de la trajectoire des taxes environnement leur permettrait de mieux contrôler et d'optimiser leurs investissements ;

- par ailleurs, ces entreprises souhaitent éviter les engagements (*liabilities*) incontrôlables dus à la judiciarisation croissante des conflits liés à l'environnement. C'est une crainte bien plus grande que les taxes/permis d'émissions. Elles préfèrent ainsi des taxes bien définies à l'avance plutôt qu'une forte incertitude juridique très difficilement quantifiable ;

- ces demandes de stabilité du cadre réglementaire et fiscal ne me semblent pas indues.

Commentaire

Roger Guesnerie

Professeur au Collège de France

Je n'ai que des observations mineures sur ce texte qui est bien informé à la fois des aspects factuels des politiques environnementales et des débats académiques, qu'ils soient empiriques ou théoriques.

Le plaidoyer pour les instruments économiques, dans les cas où ils permettent de faire plus, mieux, et moins cher, est tout à fait convaincant. La nécessité de faire des prélèvements, lorsqu'ils existent déjà, par exemple dans le domaine de l'eau, des instruments plus incitatifs, est justement soulignée. Et le potentiel ouvert par un « verdissement » de la fiscalité française est mis convenablement en évidence.

Je voudrais pour ma part souligner deux messages qui, sans être redondants avec ce qui avait été dit dans le rapport « Kyoto et l'économie de l'effet de serre », y font écho.

Le premier est qu'il faut distinguer pollution locale et pollution globale, ou si l'on veut, transfrontalière.

Lutter contre les premières, les pollutions locales, a des coûts même si les études existantes suggèrent qu'ils ne sont pas massifs. La localisation des activités et la compétitivité peuvent être affectées. Mais les coûts doivent être mis en regard des avantages selon les règles d'un calcul économique standard. La logique qui prévaut en matière de localisation est sinon strictement celle de l'avantage comparé, du moins celle d'une de ses variantes : l'« abondance relative » de la ressource écologique reflète les préférences écologiques plus ou autant que les dotations stricto sensu.

Il en va différemment pour les pollutions globales ou transfrontalières où délocalisations et perte de compétitivité sont non seulement des coûts internes, mais aussi des sources d'inefficacité globale de la politique mise en œuvre : délocaliser les industries européennes émettrices de CO₂ hors de l'espace Kyoto, si le traité est ratifié, appauvrirait l'Europe et accroîtrait les émissions de gaz à effet de serre.

Le second point concerne la capacité de la fiscalité « verte » à assurer des ressources budgétaires pérennes.

Une taxe verte qui réussit à éliminer une source de pollution est aussi une taxe dont la base disparaît. Elle ne produit que des recettes temporaires. Restent à moyen terme les taxes dont l'efficacité écologique est plus limitée, au sens où elles ne conduisent pas à éliminer la pollution qui en constitue la base fiscale.

Mais les recettes qu'elles procurent n'apparaissent pas nécessairement à court terme. Car une fiscalité verte doit souvent, semble-t-il, être mise en place progressivement. C'est que, d'une part, le coût des politiques écologiques sera d'autant plus faible qu'elles ménageront, à l'industrie et à l'ensemble des agents économiques concernés, des transitions douces. Ces transitions requièrent une modification progressive et convenablement anticipée des flux financiers. C'est vrai dans le cas particulier de la lutte contre l'effet de serre où l'argument transition douce s'ajoute à l'argument compétitivité d'abord mis en avant ci-dessus.

La mise en place de la directive communautaire constitue à cet égard un cas d'école. Il faut affiner sans doute la proposition faite dans le rapport, des droits proportionnels à la production, mais elle constitue un compromis permettant de n'affecter que peu les coûts moyens et marginaux tout en introduisant une incitation très significative à la réduction de CO₂. C'est, semble-t-il, une conclusion du rapport à laquelle les parties françaises prenantes à la négociation devraient se référer.

Un point pour terminer. On peut regretter que la distinction court terme moyen terme pour la concrétisation des politiques écologiques ne soit pas plus souvent faite. Il semble qu'elle aurait pu utilement clarifier un autre débat d'actualité sur l'environnement dont ce Conseil n'est pas saisi et sur lequel j'en ai sans doute ou trop ou trop peu dit.

Complément A

Entreprises et environnement

Marc Aviam

Ministère de l'Écologie et du Développement durable

Françoise Nirascou

Institut français de l'environnement

Nicolas Riedinger

Ministère de l'Écologie et du Développement durable

Ce complément comprend quelques éléments de cadrage sur les liens entre entreprises et environnement. Il s'appuie sur le rapport à la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement « Entreprises et environnement » de 2004. Il évoque d'abord les activités susceptibles de porter atteinte à l'environnement. Il distingue ensuite les différentes pressions qu'elles exercent et discute leur évolution. Il décrit enfin brièvement les instruments de régulation utilisés en France.

1. Les installations classées pour la protection de l'environnement

Les installations industrielles ou agricoles qui sont susceptibles de créer des risques ou de provoquer des pollutions ou des nuisances sont soumises à la législation des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Les ICPE obéissent soit à un régime de déclaration soit à un régime d'autorisation. La déclaration, qui concerne des activités relativement moins polluantes ou moins dangereuses, consiste pour l'entreprise à faire connaître au préfet de département l'activité projetée et à respecter des prescriptions standardisées. On compte environ 450 000 installations soumises à déclaration. L'autorisation concerne les installations qui présentent les risques, pollutions ou nuisances les plus importants et soumet la création d'activités économiques à un arrêté préfectoral. On compte environ 64 600 établissements soumis à l'autorisation.

sements comprenant au moins une installation soumise à autorisation, ce qui représente 2,3 % de l'ensemble des établissements en France. Cet effectif est globalement stable depuis une dizaine d'années. En 2002, 3 084 autorisations nouvelles ont été accordées.

1. Nombre d'installations classées pour la protection de l'environnement

	1994	1997	1998	1999	2000	2001	2002
Établissement comportant au moins une installation soumise à autorisation :	65 074	63 063	63 045	64 571	63 174	63 228	64 597
• Seveso ou assimilée	376	397	427	899	1 214	1 223	1 148
• Seveso 2 seuil haut					680	644	626
• élevages	22 739	19 019	20 200	20 935	22 267	22 620	23 741
• carrières		8 056	7 515	6 802	6 423	6 027	5 773

Source : Ministère de l'Écologie et du Développement durable, DPPR.

37 % des établissements comprenant au moins une ICPE soumise à autorisation sont des élevages, les autres étant principalement des établissements industriels. Ainsi, environ 10 % des 300 000 établissements que compte l'industrie sont soumis à autorisation (pour au moins une installation). Par ailleurs, plus d'un millier d'établissements, présentant des risques d'accidents majeurs pour l'environnement ou la sécurité des riverains, sont classés « Seveso », dont plus de la moitié sont considérés à « hauts risques » (Seveso 2 seuil haut).

2. Les pressions directes exercées par les entreprises

Les pressions des entreprises sur l'environnement sont multiples. Prises isolément, elles apparaissent en général concentrées sur quelques secteurs, mais ceux-ci peuvent varier suivant les polluants. L'analyse menée ici porte sur le champ de l'ensemble des entreprises non agricoles. Elle est cependant limitée par l'information statistique disponible et, en particulier, par le fait qu'on ne sait pas toujours distinguer les contributions respectives de chaque branche d'activités économiques, séparément de celles des ménages. C'est le cas notamment dans le domaine des transports. Par ailleurs, on n'évoque ici que les pressions directes, i.e. liées aux processus de production. Les pressions liées aux produits sont encore mal connues et, par nature, difficiles à attribuer en raison de la multiplicité des acteurs intervenant au cours du cycle de vie des produits.

La diversité des activités à l'origine des rejets dans l'eau se reflète dans le grand nombre de composés différents qui affectent la qualité de l'eau. L'agroalimentaire et l'industrie des produits minéraux contribuent pour plus

de moitié respectivement à la demande chimique en oxygène et aux matières en suspension, qui constituent les deux paramètres généraux les plus étudiés. L'examen des rejets de métaux dans l'eau souligne, quant à lui, la prépondérance de la métallurgie pour le cadmium et le nickel, de la chimie pour le mercure et de l'électronique pour le plomb.

2. Principales industries exerçant des pressions sur l'eau en 2002

Mercure	Cadmium	Nickel	Plomb
Chimie, caoutchouc et plastiques 42 %	Métallurgie 82 %	Métallurgie 45 %	Composants électriques et électroniques 31 %
Produits minéraux 30 %	Construction navale, aéronautique et ferroviaire 5 %	Chimie, caoutchouc et plastiques 19 %	Métallurgie 28 %
Services opérationnels 16 %	Services opérationnels 3 %	Produits minéraux 16 %	Produits minéraux 14 %
Textile 4 %	Produits minéraux 2 %	Automobile 7 %	Agro-alimentaire 7 %
Combustibles, carburants 3 %	Bois et papier 2 %	Bois et papier 4 %	Automobile 7 %

Note : les métaux retenus sont ceux suivis par la directive cadre sur l'eau.

Sources : Calculs des auteurs sous nomenclature NES36 à partir des données MEDD/DPPR de 2002 sur le champ des établissements soumis à autosurveillance et dont les émissions sont supérieures à des seuils propres à chaque paramètre.

La quasi-totalité des activités humaines est à l'origine d'émissions dans l'air, les plus significatives étant liées à la production d'énergie thermique, à certains procédés industriels, aux transports, au traitement des déchets et à l'agriculture. De nombreux gaz interviennent diversement dans les phénomènes d'accroissement de l'effet de serre, d'acidification, de pollution locale, d'appauvrissement de la couche d'ozone ; ils proviennent de multiples sources. Le secteur de la production d'énergie et le raffinage sont prépondérants pour les rejets de dioxyde de soufre ; les transports routiers (des entreprises et des particuliers), l'agriculture et la construction pour les rejets d'oxydes d'azote ; la construction, l'industrie des plastiques et les transports pour les composés organiques volatils. Concernant les émissions de gaz à effet de serre, outre le chauffage résidentiel et l'agriculture, y contribuent surtout les transports, la combustion dans l'industrie et les services, la production d'électricité.

Les déchets des entreprises sont très hétérogènes, allant des grandes quantités de déchets agricoles ou des travaux publics, aux déchets industriels spéciaux, dangereux pour la santé ou l'environnement. Le secteur du bois est celui qui génère le plus de déchets industriels banals avec 30 % du total. Les déchets industriels dangereux proviennent, quant à eux, essentiellement des activités de chimie et de raffinage.

Le secteur de l'électricité compte pour plus de 80 % dans les *prélèvements d'eau* de l'industrie. Le secteur des transports (routiers, ferroviaires ou aériens) génère du *bruit*, source de nuisances locales. La cokéfaction, le raffinage et l'industrie nucléaire sont les secteurs qui connaissent le plus grand nombre d'*accidents technologiques et industriels*, rapporté au nombre d'établissements, tandis que les transports terrestres de marchandises dangereuses sont impliqués le plus souvent. Cette liste n'est pas exhaustive, les activités à l'origine des pressions n'étant pas toujours faciles à identifier avec les données actuellement disponibles. C'est le cas notamment pour la contamination des sols, l'utilisation de ressources naturelles autres que l'eau et les incidences sur la diversité biologique.

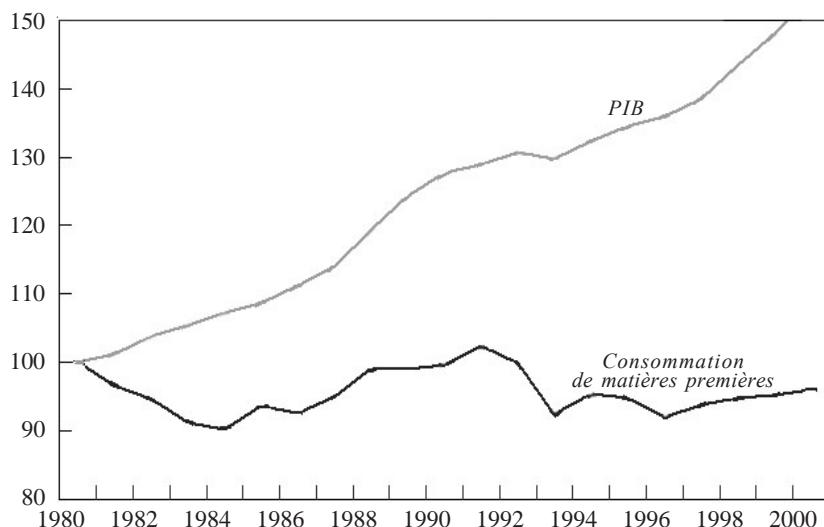
3. Tendances au découplage

L'examen des évolutions passées illustre dans de nombreux cas, mais pas tous, l'existence d'un découplage, i.e. le fait que les pressions des activités sur l'environnement ne suivent pas la croissance de l'activité. Certaines pressions observées sur l'environnement ont diminué, d'autres se sont accrues mais moins fortement que la production. Quelques-unes cependant ont dépassé la croissance du PIB. On peut en outre penser que les pressions les plus mal connues sont aussi les moins régulées, et donc les plus enclines à croître, ce qui vient nuancer ce constat plutôt positif.

La baisse la plus spectaculaire concerne les *rejets dans l'eau* d'origine industrielle. Entre 1975 et 2000, ils ont diminué de 59 % pour les matières en suspension, de 58 % pour les matières organiques et de 82 % pour les matières inhibitrices.

Les prélèvements des ressources en eau par les entreprises sont relativement stables depuis une dizaine d'années, et donc découplés du PIB. Dans le secteur industriel, ils décroissent d'environ 1 % par an depuis 1994. La consommation de matières premières apparaît également en légère diminution, de 4 % entre 1980 et 2000 (alors que le PIB a augmenté de moitié sur la période). Cette évolution s'explique essentiellement, d'une part, par les changements structurels intervenus dans la production d'électricité et, d'autre part, par le poids accru du tertiaire. À titre de comparaison, dans l'Union européenne, la consommation de matières premières a crû de 7 % entre 1980 et 1997, la France étant l'un des quatre pays membres à avoir connu une décroissance avec la Finlande, l'Allemagne et la Suède.

Consommation de matières premières et PIB



Note : La consommation de matières premières est définie comme la somme des matières extraites en milliers de tonnes (combustibles fossiles, minerais et biomasse), plus les matières importées, moins les exportations.

Sources : Eurostat, INSEE, Comptes de la nation.

Les émissions dans l'air connaissent des évolutions variables selon les polluants et les branches d'activité. Le suivi sur vingt ans des émissions de CO₂, NO_x et SO₂ par branche d'activités indique une baisse des émissions dans la production d'électricité, les industries extractives et manufacturières et une relative stabilité dans les services et le commerce. On observe généralement un découplage entre la production des branches et les émissions de ces trois gaz sauf pour le CO₂ émis par la branche des transports et pour les NO_x et CO₂ émis dans la construction. Le polluant dont les émissions ont le plus baissé est le SO₂, diminuant notamment ainsi le phénomène des pluies acides.

La consommation d'énergie totale (ménages et entreprises confondus) a augmenté de 53 % depuis 1973, soit 30 points de moins que le PIB. Les évolutions récentes sont contrastées selon les secteurs : depuis une dizaine d'années, la consommation d'énergie s'est stabilisée dans l'industrie et la sidérurgie mais continue d'augmenter dans la branche énergie, dans les transports et dans le tertiaire.

Concernant l'occupation du sol, les terrains bâtis et les terrains connexes ont crû de 17 % entre 1992 et 2002. Certaines activités participent à ce mouvement au-delà de la croissance du PIB (+ 21 % sur cette période) avec notamment une croissance de 29 % des terrains commerciaux et de

23 % des surfaces occupées par les extractions. Les déchets apparaissent également en augmentation, mais avec des évolutions contrastées suivant leur nature. Les déchets industriels banals ont crû de 2 % à champ constant entre 1995 et 1999. Les secteurs du textile, du bois et des plastiques ont fortement contribué à cette augmentation, tandis que ceux de la métallurgie ont diminué de 20 %. Surtout, les déchets dangereux traités dans les centres de traitement collectifs ont crû de 40 % entre 1989 et 1998 (25 points de plus que le PIB), même s'il est difficile d'établir la part de la hausse de la production de déchets dangereux et celle de l'augmentation de la proportion traitée dans cette évolution.

4. Les instruments de régulation environnementale

4.1. La réglementation

La réglementation demeure en France le premier instrument de régulation environnementale. Elle regroupe des mesures visant à contraindre le comportement des ICPE évoquées précédemment, sous peine de sanctions. Elle nécessite un suivi administratif, une activité de contrôle et l'application de sanctions éventuelles qui sont assurés par les Directions régionales de l'industrie, de la recherche et de l'environnement (DRIRE). Des évolutions récentes de la réglementation concernent les risques et les produits. Suite à l'explosion de l'usine AZF à Toulouse en 2001, une loi sur les risques technologiques a ainsi été adoptée en 2003. Concernant les produits, un système harmonisé d'enregistrement et de gestion des substances chimiques au sein de l'Union européenne (REACH – Registration, Evaluation, Authorization of CHemicals) fait l'objet de propositions de la Commission.

4.2. Les instruments économiques

Une quarantaine de mesures fiscales liées à l'environnement ont été recensées en France en 2002^(*). Une innovation récente a été la création de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) en 1999, en substitution à quatre taxes environnementales plus anciennes prélevées sur les entreprises et précédemment gérées par l'ADEME. La TGAP concerne les domaines de l'air, des déchets (le stockage des déchets urbains est également inclus), des huiles usées et le bruit des aéroports. Depuis 2000, elle comprend également trois taxes « eau », sur les phosphates, les phytosanitaires et les granulats. Elle ne semble pas toujours efficace. Par exemple, dans le domaine de la pollution atmosphérique, les évaluations existantes des coûts marginaux de dépollution, tant techniques qu'économétriques, tendent à montrer que le niveau actuel de la taxe est trop faible pour exercer un effet incitatif.

(*) Cf. le rapport à la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement « La fiscalité liée à l'environnement » de 2003.

Par ailleurs, un marché des quotas d'émissions est en train d'être mis en place pour réguler les gaz à effet de serre émis par les installations industrielles intensives en énergie. Ce système est encadré par la directive dite « Permis » du 13 octobre 2003, élément-clé de la stratégie européenne pour atteindre ses objectifs de réduction d'émissions de gaz à effet de serre fixés par le Protocole de Kyoto. Le principal enjeu de la mise en œuvre de cet instrument réside dans l'attribution initiale des permis, dont la définition doit faire l'objet d'un plan national d'allocation des quotas (PNAQ). La méthode d'attribution envisagée aujourd'hui repose sur les émissions historiques mais tient également compte du niveau d'activité courant et des progrès prévus en termes d'efficacité énergétique.

4.3. Les approches volontaires

Apparues au début des années soixante-dix, les approches volontaires recouvrent une large gamme d'engagements, individuels ou collectifs, à l'initiative des entreprises ou encadrés par un programme public. Récemment, plusieurs dizaines de grandes entreprises françaises ont mis en œuvre des plans environnement d'entreprises (PEE) et plusieurs fédérations professionnelles ont élaboré des chartes. Certains engagements sont plus spécifiques, comme ceux des entreprises grandes consommatrices d'énergie regroupées dans l'Association des entreprises pour la réduction de l'effet de serre (AERES). Par ailleurs, la politique contractuelle, à l'instar de la réglementation, tend à s'étendre aux produits. L'engagement en 1998 de l'Association des constructeurs européens d'automobiles (ACEA) de réduire les émissions de CO₂ des véhicules neufs en fournit un exemple.

4.4. Information, communication et normalisation

Les approches volontaires s'étendent également à l'organisation interne des entreprises, notamment sous forme de certifications environnementales. Les référentiels de management environnemental ISO 14001 et le règlement européen Eco-audit (EMAS) ont été adoptés dans les années quatre-vingt-dix. La certification environnementale se développe en France mais reste modeste : en 2003, 1 780 entreprises françaises étaient certifiées ISO 14001 (contre par exemple 3 820 allemandes et 2 917 britanniques) et 24 étaient certifiées EMAS (sur un total de 3 744 en Europe). Ce mouvement encore émergent s'inscrit dans une tendance de communication accrue autour de l'environnement. Si la plupart des initiatives sont d'origine privée, l'État intervient pour accélérer cette tendance en France. Ainsi, la loi relative aux nouvelles régulations économiques (NRE) adoptée en 2001 oblige les entreprises cotées à fournir certaines informations relatives à l'environnement dans leur rapport annuel de gestion.

Complément B

Limitation des émissions de CO₂ et compétitivité de l'industrie européenne : quantification et comparaison aux variations des taux de change

Jean-Charles Hourcade et Philippe Quirion

Centre international de recherche sur l'environnement (CIRED)

En cette fin d'année 2003, le thème de l'impact des politiques climatiques sur la compétitivité européenne a ressurgi avec force. Suite à certaines annonces amenant à douter de la ratification du Protocole de Kyoto par la Russie, donc de l'entrée en vigueur de l'accord, certains États membres comme l'Espagne et l'Italie souhaitent remettre en cause l'engagement européen de respecter Kyoto même si cet accord n'entre pas en vigueur⁽¹⁾. Selon ces États membres, en effet, l'Europe va souffrir d'un déficit de compétitivité vis-à-vis du reste du monde si elle applique le Protocole de Kyoto unilatéralement, sans que les autres pays développés en fassent autant.

Pour tester la plausibilité de cette crainte, nous calculons, pour douze secteurs de l'industrie européenne⁽²⁾, la perte de chiffre d'affaires résultant d'un surcoût de 20 euros par tonne de CO₂, selon différentes variantes. Il s'agit principalement d'identifier les secteurs les plus sensibles aux problèmes de compétitivité et comparer cette perte de chiffre d'affaires à celle résultant d'un autre « choc asymétrique » : une hausse de l'euro et des autres monnaies de l'Union européenne à 15 par rapport à l'ensemble des autres devises. La simulation porte sur l'année 2001.

(1) *Environment Daily* 1574, 15/12/03 « Competitiveness Test Set for EU Climate Policy ».

(2) Ces secteurs couvrent l'essentiel de l'industrie manufacturière (94 % du chiffre d'affaires) ainsi que la production d'électricité, d'eau et de gaz, secteur non classé dans l'industrie manufacturière mais dont l'intensité en CO₂ justifie l'inclusion dans cette étude.

Dans les secteurs industriels, la politique climatique communautaire repose principalement sur la directive 2003/87/EC, dite directive « quotas », adoptée le 13 octobre 2003, qui va créer un marché de quotas échangeables d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté européenne. Aussi, nous prendrons cette directive comme base pour discuter l'impact d'une politique climatique unilatérale européenne.

1. Sources de données

Les données d'émission proviennent de la base de données de l'Agence internationale de l'énergie, « Émissions de CO₂ dues à la combustion d'énergie », sur CD-ROM, édition 2003. Nous avons retenu les sources de gaz à effet de serre les plus proches possibles de celles couvertes par la directive « quotas ». Ainsi, les émissions de *process* de la chimie ne sont pas prises en compte, mais celles de la sidérurgie et des minéraux non métalliques le sont⁽³⁾. De même, conformément à la directive, les émissions des autres gaz que le CO₂ ne sont pas prises en compte. En revanche, contrairement à la directive, nous n'avons pu exclure les installations de combustion inférieures à 20 MW, faute de données sur ce point. Il existe une ambiguïté dans la couverture sectorielle de la directive : selon l'interprétation de certains États membres comme la Belgique, toutes les installations de combustion supérieures à 20 MW doivent être couvertes, même celles situées dans des secteurs non listés dans l'annexe I de la directive comme la chimie ou les métaux non ferreux (on parle d'interprétation « large » de la directive). Selon d'autres États membres comme la France, ces installations ne doivent pas être couvertes (interprétation « étroite »). Dans ce document, nous retenons l'interprétation large. Pour les émissions totales de CO₂ dans l'économie, nous avons retenu l'approche sectorielle et non l'approche de référence, par souci de cohérence avec les données sectorielles que nous utilisons.

Le chiffre d'affaires et la masse salariale par secteur proviennent de la base STAN de l'OCDE⁽⁴⁾. Pour les trois pays de l'Union situés hors de la zone euro, les données ont été converties en euros selon les taux de change 2001 fournis par l'OCDE. Certains pays ne séparent pas les métaux ferreux des métaux non ferreux ; pour ces pays, nous avons supposé que la répartition entre ces deux secteurs était la même que dans les pays qui fournissent ces informations.

(3) Les émissions de *process* de la sidérurgie (réduction du minerai de fer) sont incluses dans les données de l'AIE. Celles des minéraux ne le sont pas ; ces émissions étant à peu près égales à celles de la combustion d'énergie dans ce secteur (Hendriks *et al.*, 2000), nous avons multiplié par deux les chiffres de l'AIE.

(4) Nous remercions Colin Webb, responsable de la base de données STAN, pour nous avoir fourni une version provisoire de la base STAN pour l'Irlande, ainsi qu'Agnès Cimper pour nous avoir fourni la base BTD.

Les importations et exportations proviennent de la base BTD (*bilateral trade database*) de l'OCDE. Pour chaque État membre, nous avons retranché les importations et exportations du/vers l'Union européenne à 15 des importations et exportations du/vers le monde entier, afin d'obtenir le commerce international extra-communautaire. Les données de la base BTD, exprimées en dollars, ont été converties en euros selon les taux de change 2001 fournis par l'OCDE.

2. Exposition au commerce extra-communautaire et intensité en CO₂

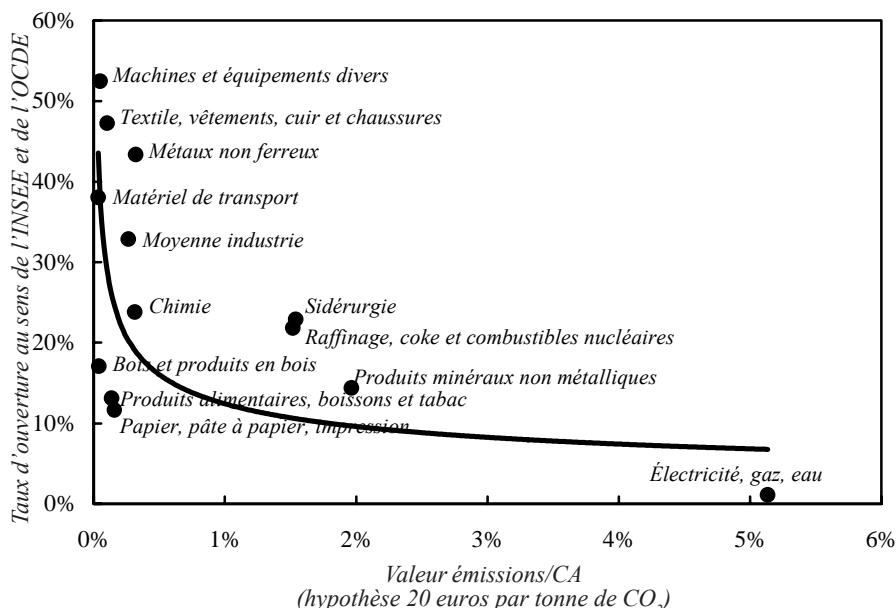
L'argument selon lequel les secteurs fortement émetteurs de gaz à effet de serre seraient particulièrement exposés à la concurrence internationale revient fréquemment dans le débat public. Pourtant, il n'a que rarement fait l'objet de vérifications empiriques. Au contraire, dans l'étude de Fouquin et al. (2001), tous les secteurs intensifs en énergie apparaissent moins exposés que la moyenne de l'industrie européenne à une baisse du dollar. Cependant, cette dernière étude se base sur une année un peu ancienne (1996) et surtout prend en compte l'exposition aux seules variations de devises, non aux politiques environnementales unilatérales. Certaines devises étant empiriquement liées à l'euro, cette étude ne prend pas en compte la perte de compétitivité vis-à-vis des pays qui utilisent ces devises.

Afin d'éclairer cette question, nous avons calculé pour chaque secteur le taux d'ouverture utilisé par l'INSEE et l'OCDE⁽⁵⁾ (Coppel et Durand, 1999), ainsi que le ratio émissions/CA. Le graphique 1 ci-dessous présente les résultats. Il apparaît que parmi les secteurs plus ouverts que la moyenne de l'industrie manufacturière, un seul, celui des métaux non ferreux, est plus intensif en CO₂ que cette moyenne, et encore très légèrement⁽⁶⁾. Les autres secteurs plus intensifs en CO₂ que la moyenne (électricité, gaz et eau ; produits minéraux non métalliques ; sidérurgie ; raffinage, coke et combustibles nucléaires ; chimie) sont moins ouverts au commerce extra-communautaire que la moyenne de l'industrie manufacturière européenne.

(5) Cet indicateur est défini comme suit : $X/Q + (1 - X/Q)*M/D$, où X représente les exportations, Q la production, M les importations et D la demande intérieure finale. Le premier terme de l'addition prend en compte la concurrence internationale sur les marchés d'exportation et le second la concurrence des importations sur le marché domestique.

(6) Cependant, si les émissions des autres gaz à effet de serre que le CO₂ étaient incluses, ainsi que celles entraînées par la production d'électricité et de chaleur achetée à des producteurs publics, le ratio émissions/CA serait sensiblement plus élevé dans ce secteur.

1. Ouverture au commerce extracommunautaire et intensité en CO₂



Note : Données pour l'UE 15 en 2001.

Sources : OCDE (STAN et BTD) et AIE (émissions de CO₂).

3. Vente aux enchères de quotas (ou taxe) sans recyclage des recettes

Dans cette première simulation, nous supposons que les quotas sont vendus aux enchères, que le prix du quota s'établit à 20 euros par tonne de CO₂ et que les recettes de la vente des quotas ne sont pas utilisées par les pouvoirs publics pour diminuer des prélèvements supportés par les entreprises. Le prix des quotas étant supposé connu et le marché des quotas parfaitement concurrentiel, cet exercice est équivalent à la simulation d'une taxe du même montant dont les recettes seraient utilisées de la même manière. Nous avons choisi 20 euros car il s'agit de la valeur de référence du Programme européen contre le changement climatique. Nous supposons également que les firmes européennes répercutent à 100 % dans leur prix de vente le surcoût constitué par l'achat des quotas ou le paiement de la taxe. Cette hypothèse est pessimiste dans le sens où elle maximise les pertes de production ; elle nous permet ainsi de borner supérieurement l'impact sur la production.

La perte de production est alors d'autant plus forte, dans chaque secteur, que les quatre éléments suivants sont élevés :

- le coût des réductions des émissions de CO₂ ;
- l'intensité en CO₂ ;

- le taux d'ouverture ;
- les élasticités-prix des importations et des exportations, c'est-à-dire le pourcentage d'augmentation des importations et de baisse des exportations suite à une augmentation du prix de 1 % de la part des producteurs nationaux.

Dans cette section, nous considérons que le coût des réductions des émissions de CO₂ est infini, ce qui permet, là encore, de borner supérieurement l'impact sur la compétitivité. Nous levons cette hypothèse dans la section 5. Les éléments 2 et 3 sont des grandeurs comptables, décrites ci-dessus. Au contraire, le quatrième groupe d'éléments doit faire l'objet d'estimations économétriques ou de dires d'experts. Comme nous allons le voir, des estimations divergentes sont utilisées. Nous avons donc utilisé trois groupes d'élasticités-prix des importations et des exportations : celles retenues par le modèle GTAP, celles obtenues par Fouquin et al. (2001) et celles obtenues par Erkel-Rousse et Mirza (2002). Le tableau 1 ci-dessous récapitule ces valeurs.

Le modèle GTAP (GTAP team, 2002) est le plus connu parmi ceux utilisés pour l'étude du commerce international. Il sert de base à de nombreux autres modèles, comme Mirage au CEPII ou WorldScan au Bureau du plan néerlandais et au RIVM. Il a en outre l'avantage de distinguer chacun des secteurs étudiés ici.

Les élasticités du modèle GTAP sont tirées de celles du modèle SALTER (Jomini et al., 1991), ce que les auteurs de GTAP justifient comme suit : « *The SALTER settings represent a compromise between econometric evidence and prior belief. A search of the econometric literature indicated that these elasticities are relatively low. On prior belief, it is generally believed that the terms of trade effects imply that the source substitution elasticities are relatively high. The SALTER settings adopted here, thus, represent a compromise : the elasticities are generally higher than that indicated by the econometric literature, but still low enough to generate significant terms of trade effects.* » (GTAP team, 2002, 20.1)

Autrement dit, les créateurs de SALTER et de GTAP ont considéré que les élasticités tirées des études économétriques (autour de – 1) étaient probablement sous-estimées (en valeur absolue). Au contraire, les deux autres groupes d'élasticités que nous utilisons se basent uniquement sur des études économétriques :

- Fouquin et al. (2001) utilisent des méthodes économétriques classiques et estiment séparément les élasticités-prix des exportations et celles des importations. Ils aboutissent à des résultats conformes au reste de cette littérature, soit environ – 1 dans la plupart des cas ;
- Erkel-Rousse et Mirza (2002) utilisent des méthodes économétriques plus sophistiquées. Ils recourent en particulier à des variables instrumentales qui aboutissent, pour une partie des secteurs, à des estimations plus élevées que celles obtenues par les méthodes traditionnelles. Ils justifient ce choix par des liens endogènes entre prix et volumes d'exportations et d'impor-

tations, qui peuvent biaiser les estimations à la baisse. Ainsi, une amélioration de la qualité d'un produit va typiquement entraîner à la fois une hausse du prix et du volume exporté du produit en question, d'où une sous-estimation des élasticités-prix avec les méthodes traditionnelles. Cependant, les auteurs soulignent que les valeurs qu'ils obtiennent sont très dépendantes des variables instrumentales choisies. Pour chaque secteur, ils présentent les résultats obtenus par quatre méthodes différentes. Nous avons retenu les valeurs les plus élevées qui soient statistiquement significatives au seuil de 1 %.

1. Élasticités-prix des importations et des exportations utilisées dans cette étude

Secteur	Source Modèle GTAP	Fouquin et al. (2001)		Erkel- Rousse et Mirza (2002)
		Import- tations	Export- tations	
Produits alimentaires, boisson, tabac	2,2	1,01	0,24	1,2
Textiles, vêtements, cuir, chaussures	2,2	0,46	- 0,29	5,6
Bois et produits en bois	2,8	0,42	0,00	6,4
Papier, pâte, impression, édition	1,8	1,05	0,40	1,5
Raffinage, coke et combustibles nucléaires	2,8	4,37	3,86	(***)
Chimie, incluant pharmacie	1,9	0,79	0,55	4,8
Produits minéraux non métalliques	2,8	0,85	0,77	8,3
Sidérurgie	2,8	0,55 ^(*)	0,35 ^(*)	3,3
Métaux non ferreux	2,8	0,55 ^(*)	0,35 ^(*)	1,5
Machines et équipements divers	2,8	1,07 ^(**)	0,65 ^(**)	2,5
Matériel de transport	5,2	0,68	2,45	7,5
Électricité, gaz et eau	2,8	(***)	(***)	(***)

Notes : (*) Cette étude ne distinguant pas les métaux ferreux des non ferreux, nous avons repris la même élasticité dans les deux cas ; (**) Cette étude distinguant deux sous-secteurs, nous avons calculé la moyenne pondérée par la part dans les importations (respectivement les exportations) ; (***) Ces secteurs n'ont pas été estimés par les auteurs. Dans les simulations, lorsque nous fournissons des résultats pour l'ensemble des secteurs couverts, nous utilisons alors les élasticités du modèle GTAP.

Les résultats de cette simulation sont reproduits dans le tableau 2 ci-dessous. Nous avons imprimé en gras les impacts supérieurs à 0,5 % du CA.

Comme on pouvait s'y attendre, l'effet est négligeable (inférieur à 0,5 % du CA dans tous les cas) dans tous les secteurs généralement considérés comme peu intensifs en énergie. De manière plus surprenante, tel est également le cas de certains secteurs généralement considérés comme intensifs en énergie, et ce pour différentes raisons :

- dans le cas du secteur papier, pâtes, édition et impression, c'est probablement dû à ce que les étapes amont (fabrication de la pâte et du papier), relativement intensives en énergie, sont en quelque sorte noyées dans les étapes aval (édition et impression). Il en est de même dans la chimie, où la chimie de base voisine avec la chimie de spécialités et la pharmacie ;

- pour le secteur électricité, gaz et eau, la faible ouverture internationale domine la forte intensité en CO₂ ;
- dans les métaux non ferreux, au contraire, les faibles émissions directes de CO₂ dominent la relativement forte ouverture internationale.

Les pertes de CA ne dépassent 0,5 % que dans trois secteurs :

- les combustibles (raffinage de pétrole, coke et combustibles nucléaires) ;
- la sidérurgie ;
- les minéraux non métalliques.

2. Baisse du CA en % suite à une taxe ou des quotas vendus aux enchères à 20 euros par tonne de CO₂, pas de recyclage des recettes

Source des élasticités		En %		
Secteur	Modèle GTAP	Fouquin et al. (2001)	Erkel-Rousse et Mirza (2002)	
Produits alimentaires	- 0,04	- 0,01	- 0,02	
Textiles	- 0,13	- 0,01	- 0,34	
Bois	- 0,02	- 0,00	- 0,05	
Papier	- 0,03	- 0,01	- 0,03	
Combustibles	- 0,99	- 1,45	- 0,99	
Chimie	- 0,15	- 0,05	- 0,37	
Minéraux non métalliques	- 0,81	- 0,23	- 2,38	
Sidérurgie	- 1,03	- 0,16	- 1,20	
Métaux non ferreux	- 0,49	- 0,09	- 0,26	
Machines et équipements divers	- 0,08	- 0,03	- 0,08	
Matériel de transport	- 0,07	- 0,02	- 0,10	
Électricité, gaz et eau	- 0,16	—	- 0,16	
Ensemble de ces secteurs	- 0,19	- 0,10	- 0,30	

La sidérurgie ayant fait l'objet d'une étude particulière, présentée dans le second rapport intermédiaire, nous étudions ici de plus près le secteur du raffinage de pétrole. Nous étudierons le cas du ciment dans le courant de l'année 2004, dans le cadre d'un travail pour l'OCDE.

Pour mettre ces résultats en perspective, nous allons maintenant les comparer à l'impact d'une hausse de 10 % de l'euro et des trois autres monnaies de l'Union européenne à 15 vis-à-vis de l'ensemble des autres devises. Cette hausse est ici considérée comme pérenne⁽⁷⁾. Nous ne présentons dans ce document les résultats que pour les élasticités provenant du modèle

(7) Autrement dit, implicitement, dans cette simulation, les industriels considèrent que la hausse de l'euro, comme la politique environnementale unilatérale, sont définitives et non temporaires. Dans la section 1.6, nous discutons ces hypothèses.

GTAP, car les impacts calculés avec les autres élasticités apportent peu d'autres informations, l'écart pour chaque secteur restant le même. Les résultats présentés ici surestiment un peu l'impact d'une hausse de l'euro car ils ne prennent pas en compte la baisse du coût des consommations intermédiaires importées. Selon Campa et González Mínguez (2002), une hausse de 10 % de l'euro entraîne une baisse de 1,2 % du coût des consommations intermédiaires en moyenne dans la zone euro. Pour la plupart des secteurs, prendre en compte ce facteur ne changerait donc pas fondamentalement les résultats. En revanche, l'impact de la hausse des devises européennes serait sensiblement atténué pour les secteurs fortement importateurs de combustibles fossiles, comme le raffinage ; nous revenons sur ce point au chapitre 2.

3. Baisse du CA suite à un prix du CO₂ de 20 euros par tonne de CO₂ sans recyclage des recettes, et suite à une hausse pérenne de 10 % de l'euro

Élasticités modèle GTAP	20 euros/t CO ₂ sans recyclage (1)	10 % hausse devises UE à 15 (2)	En % (1) / (2)
Produits alimentaires	- 0,04	- 3,0	1,4
Textiles	- 0,13	- 13,0	1,0
Bois	- 0,02	- 5,1	0,4
Papier	- 0,03	- 2,1	1,6
Combustibles	- 0,99	- 6,5	15,2
Chimie	- 0,15	- 4,7	3,1
Minéraux non métalliques	- 0,81	- 4,1	19,7
Sidérurgie	- 1,03	- 6,7	15,4
Métaux non ferreux	- 0,49	- 15,4	3,2
Machines et équipements divers	- 0,08	- 17,4	0,5
Matériel de transport	- 0,07	- 21,4	0,3
Électricité, gaz et eau	- 0,16	- 0,3	51,3
Ensemble de ces secteurs	- 0,19	- 9,6	1,9

Source : Calcul des auteurs.

On voit que pour tous les secteurs, une hausse de 10 % de l'euro, pourtant très inférieure à celle en cours depuis mi-2001, entraîne une baisse de CA bien supérieure à la politique climatique : hormis pour électricité, gaz et eau, un secteur de toute manière peu exposé, l'impact de la politique climatique testée n'atteint que 20 % au maximum de l'impact de la hausse des devises européennes.

4. Recyclage des recettes par baisse des cotisations sociales employeurs

Dans cette section, nous calculons l'impact sur le chiffre d'affaires d'un scénario où les recettes de la vente des quotas (ou de la taxe) sont utilisées par les pouvoirs publics pour réduire les cotisations sociales employeurs. Nous supposons que la politique environnementale couvre également les émissions de CO₂ dues à la combustion d'énergie dans le reste de l'économie, y compris chez les ménages, et que les recettes sont redistribuées à toutes les entreprises, au prorata de leur masse salariale. Les résultats sont présentés dans le tableau 4 ci-dessous, où les chiffres supérieurs à 0,5 % en valeur absolue sont imprimés en gras, tout comme les résultats pour l'ensemble des secteurs.

4. Baisse du CA en %, comparaison entre absence de recyclage des recettes et recyclage par baisse des cotisations sociales

Source des élasticités		Modèle GTAP		Fouquin et al. (1999)		En %	
Recyclage des recettes	Secteur	Non	Baisse des CS	Non	Baisse des CS	Non	Baisse des CS
Produits alimentaires		- 0,04	0,04	- 0,01	0,01	- 0,02	0,02
Textiles		- 0,13	0,37	- 0,01	0,03	- 0,34	0,95
Bois		- 0,02	0,18	0,00	0,02	- 0,05	0,41
Papier		- 0,03	0,05	- 0,01	0,02	- 0,03	0,04
Combustibles		- 0,99	- 0,91	- 1,45	- 1,34	—	—
Chimie		- 0,15	- 0,03	- 0,05	- 0,01	- 0,37	- 0,09
Minéraux non métalliques		- 0,81	- 0,66	- 0,23	- 0,19	- 2,38	- 1,94
Sidérurgie		- 1,03	- 0,84	- 0,16	- 0,13	- 1,20	- 0,98
Métaux non ferreux		- 0,49	- 0,17	- 0,09	- 0,03	- 0,26	- 0,09
Machines et équipements divers		- 0,08	0,48	- 0,03	0,15	- 0,08	0,43
Matériel de transport		- 0,07	0,41	- 0,02	0,13	- 0,10	0,59
Électricité, gaz et eau		- 0,16	- 0,15	- 0,16	- 0,15	- 0,16	—
Ensemble de ces secteurs		- 0,19	0,08	- 0,10	- 0,02	- 0,30	0,07

Note : Un signe négatif indique une baisse du chiffre d'affaires, un signe positif, une hausse.

Source : Calcul des auteurs.

Les secteurs plus intensifs en CO₂ que la moyenne (*cf.* graphique 1 ci-dessus) restent perdants, mais l'impact sur le CA diminue, parfois significativement (de 5 % dans l'électricité, de 8 % dans les combustibles, de 19 % dans les minéraux et la sidérurgie, de 66 % dans les métaux non ferreux et de 80 % dans la chimie). Les autres secteurs deviennent des gagnants, en terme d'impact sur le chiffre d'affaires. Avec les élasticités d'Erkel-Rousse et Mirza, le gain dépasse même 0,5 % du CA dans le secteur matériel de transport et approche 1 % dans le textile.

De plus, pour deux groupes d'élasticités (celles du modèle GTAP et celles d'Erkel-Rousse et Mirza), l'ensemble des secteurs considérés ici voit son chiffre d'affaires progresser, quoique légèrement. Avec les élasticités de Fouquin et *al.*, il ne baisse que de 0,02 %. Autrement dit, la réforme fiscale écologique associant taxation ou vente de quotas de CO₂ et baisse des cotisations sociales employeurs améliore la compétitivité globale de l'industrie de l'Union européenne à 15, si tant est que cette expression ait un sens⁽⁸⁾. Ce résultat positif s'explique par le fait déjà mis en avant à la section 2 : les secteurs intensifs en CO₂ sont moins exposés à la concurrence extra-communautaire que la moyenne de l'industrie. Du coup, les gains de CA des secteurs plus intensifs en travail qu'en CO₂ (produits alimentaires, textiles, bois, papier, machines et équipements divers, matériel de transport) font plus que compenser les pertes des secteurs plus intensifs en CO₂ qu'en travail. Ceci reste vrai bien que, dans nos simulations, une partie de la baisse des cotisations sociales bénéficie au secteur des services, moins exposé à la concurrence internationale que l'industrie.

Le recyclage des recettes d'une taxe ou de quotas vendus aux enchères permet donc de compenser l'impact négatif direct sur la position compétitive moyenne de l'Union européenne. On peut donc regretter que la directive « quotas » limite cette vente aux enchères à 5 % des quotas maximum entre 2005 et 2007, puis à 10 % maximum entre 2008 et 2012.

5. Prise en compte des réductions d'émission

Jusqu'à présent, nous avons négligé les possibilités de réduction des émissions suite à l'introduction de la politique environnementale. Pourtant, de telles possibilités existent – ce sont d'ailleurs elles qui justifient la mise en place de ces politiques. Dans cette section, nous intégrons les réductions telles que simulées par le modèle Primes de la Commission européenne (Blok et *al.*, 2001, p. 6). Plus précisément, nous calculons le pourcentage de réductions d'émissions simulées par Primes pour un prix de 20 euros par tonne de CO₂ par rapport au scénario de référence de Primes en 2010, et nous appliquons ce pourcentage de réduction aux émissions européennes en 2001⁽⁹⁾. Les résultats sont présentés dans le tableau 5 ci-après.

(8) En effet, au niveau macroéconomique, la compétitivité est une notion extrêmement difficile à saisir, au point que Paul Krugman (1994) a pu écrire qu'elle n'a aucun sens et constitue une « dangereuse obsession », pour reprendre le titre d'un de ses articles.

(9) Nous n'utilisons donc pas le scénario de référence de Primes en 2010, car, par cohérence, il aurait fallu projeter également les grandeurs macro-sectorielles (CA, importations, exportations, masse salariale). Ce scénario de référence présente des écarts très importants, pour certains secteurs, avec les chiffres d'émission que nous avons utilisés jusqu'à présent, ce qui s'explique au moins en partie par une répartition des émissions entre les secteurs différente de celle de la base de données de l'AIE.

5. Baisse du CA en %, avec et sans prise en compte des réductions d'émission

Source des élasticités Secteur	En %					
	Modèle GTAP		Fouquin et al. (1999)		Erkel-Rousse et Mirza (2002)	
Réductions d'émissions ?	Non	Oui	Non	Oui	Non	Oui
Produits alimentaires	0,04	0,03	0,01	0,01	0,02	0,02
Textiles	0,37	0,33	0,03	0,03	0,95	0,84
Bois	0,18	0,16	0,02	0,02	0,41	0,37
Papier	0,05	0,05	0,02	0,02	0,04	0,04
Combustibles	- 0,91	- 0,86	- 1,34	- 1,26	—	—
Chimie	- 0,03	- 0,03	- 0,01	- 0,01	- 0,09	- 0,08
Minéraux non métalliques	- 0,66	- 0,64	- 0,19	- 0,18	- 1,94	- 1,90
Sidérurgie	- 0,84	- 0,74	- 0,13	- 0,11	- 0,98	- 0,86
Métaux non ferreux	- 0,17	- 0,16	- 0,03	- 0,03	- 0,09	- 0,09
Machines et équipements divers	0,48	0,43	0,15	0,13	0,43	0,38
Matériel de transport	0,41	0,37	0,13	0,12	0,59	0,53
Électricité, gaz et eau	- 0,15	- 0,13	- 0,15	- 0,15	—	—
Ensemble de ces secteurs	0,08	0,06	- 0,02	- 0,02	0,07	0,06

Source : Calcul des auteurs.

Il s'avère que par rapport à la simulation précédente, tous les impacts, positifs comme négatifs, sont réduits. Cela s'explique facilement. D'une part, naturellement, le montant de taxe versé ou de quotas achetés par unité de produit est réduit dans les secteurs intensifs en énergie, ce qui atténue l'impact négatif dans ces secteurs. D'autre part, comme les recettes publiques globales tirées de la taxe ou des ventes de quotas sont réduites (d'environ 10 % en l'occurrence), la baisse des cotisations sociales est réduite d'autant, ainsi, par conséquent, que l'impact positif sur le chiffre d'affaires dans les secteurs plus intensifs en travail qu'en énergie.

6. Pérennité comparée des variations de change et des politiques environnementales asymétriques

À la section 3 et en particulier dans le tableau 3, nous avons comparé l'impact d'une politique climatique à celui d'une hausse des taux de change. Ce type de comparaison suscite fréquemment la critique suivante : les variations de taux de change seraient volatiles alors que les politiques environnementales seraient permanentes. Autrement dit, les entreprises délocaliseraient peu leurs activités suite à une hausse de l'euro, en pensant que cette hausse n'est que transitoire, alors qu'elles délocaliseraient davantage suite à une politique environnementale unilatérale si elles considèrent que cette asymétrie est durable.

Cet argument soufre de trois faiblesses.

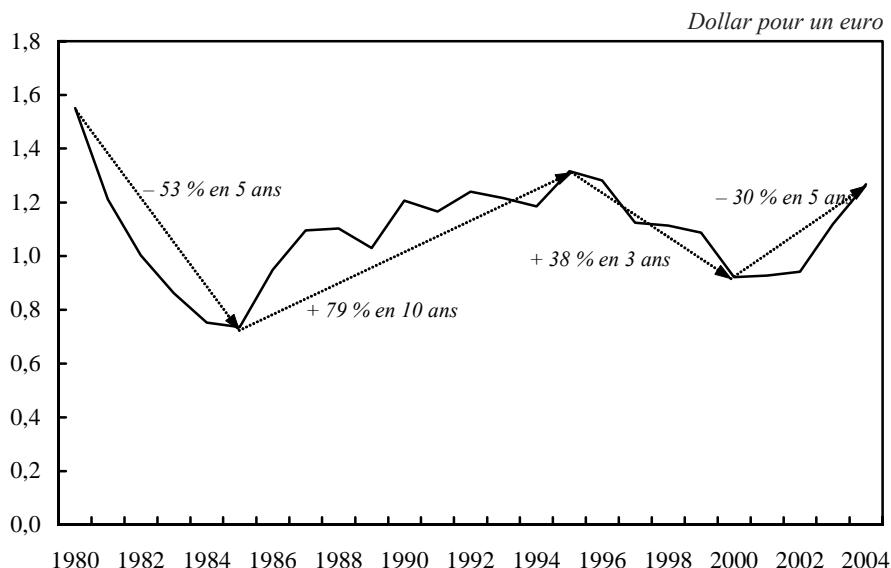
Tout d'abord, il suppose que les entreprises anticipent que si une devise s'apprécie, elle va baisser, plutôt que monter encore, à l'avenir. Pourtant, ce n'est pas parce qu'une devise (ou tout autre actif financier) a monté qu'elle va baisser à l'avenir, et plus généralement, l'histoire d'un actif financier n'apprend rien sur sa valeur future. Dans le cas contraire, il serait facile de gagner sur les marchés financiers : il suffirait de vendre à terme les devises en cours d'appréciation. Le point de départ de l'analyse moderne des produits dérivés, qui a valu le prix Nobel 1997 à Robert C. Merton et Myron S. Scholes, est justement que les valeurs passées des actifs financiers ne permettent pas de prévoir leur valeur future, seulement leur volatilité.

Ensuite, historiquement, les rythmes de fluctuations des devises ne sont pas sensiblement plus courts que ceux des cycles politiques. Comme le montre le graphique 2 ci-dessous, le taux de change euro/dollar suit des cycles de cinq à dix ans. Or, il semble bien présomptueux de prévoir les politiques environnementales nationales à un tel terme. Dans cinq ans, quoi qu'il arrive, George W. Bush ne sera plus président des États-Unis. S'il semble extrêmement improbable que les États-Unis ratifient le Protocole de Kyoto d'ici là, il est tout à fait possible qu'une politique fédérale d'un degré d'ambition comparable à la directive européenne « quotas » soit adoptée d'ici là. Ainsi, en novembre 2003, la proposition de loi des sénateurs McCain et Lieberman, visant à créer un système de quotas négociables de CO₂, n'a été rejetée que par une marge relativement faible de 43 voix contre 55. Selon plusieurs observateurs, ceci constitue une bonne performance pour un texte rejeté par le gouvernement et lui confère une chance significative d'être adoptée à l'avenir.

Enfin, s'il est possible que Kyoto n'entre pas en vigueur et que l'Union européenne mène une politique unilatérale, il est peu plausible que cette politique reste durablement unilatérale. Il est probable qu'après 2012, soit une politique multilatérale émerge, soit toutes les politiques climatiques, y compris européennes, connaissent un coup d'arrêt.

Pour ces trois raisons, la comparaison de l'impact d'une politique climatique unilatérale avec celle d'une variation des taux de change ne semble pas invalidée par l'argument de la volatilité des taux de change.

2. Change franc/dollar puis euro/dollar



Note : 1980-2003 : moyenne annuelle.

Source : OCDE, 2004 : taux du 7 janvier et FMI.

Conclusion

À la lumière de la présente analyse, la compétitivité de l'industrie européenne semble peu menacée par la mise en œuvre de politiques climatiques même unilatérales, en tout cas si ces politiques entraînent un prix du CO₂ de l'ordre de celui prévu par le Programme européen contre le changement climatique (20 euros par tonne de CO₂). Même en prenant les hypothèses les plus pessimistes en matière d'élasticités-prix des importations et des exportations, en négligeant toute possibilité de réduction des émissions et en supposant une vente des quotas sans recyclage des recettes, les pertes de chiffre d'affaires des producteurs européens ne dépassent 0,5 % que dans trois secteurs : les combustibles, les minéraux non métalliques et la sidérurgie. Prendre en compte les possibilités techniques de réduction des émissions et le recyclage des recettes par baisse des cotisations sociales patronales permet de réduire significativement ces impacts, qui deviennent inférieurs à 2 % du chiffre d'affaires dans tous les secteurs, toujours avec les hypothèses les plus pessimistes en matière d'élasticités-prix.

De plus, certaines de nos hypothèses nous amènent à surestimer les impacts sur le chiffre d'affaires des secteurs intensifs en CO₂ :

- nous postulons un prix de 20 euros par tonne de CO₂ car il s'agit du

prix de référence du Programme européen contre le changement climatique, mais ce prix est plus élevé que les anticipations sur le marché européen des quotas (environ 10 euros/t CO₂), ainsi que le prix des projets qui préfigurent le MDP et la MOC (environ 5 euros) ;

- nous incluons les installations de combustion inférieures à 20 MW alors qu'elles ne sont pas couvertes par la directive européenne « quotas » ;
- nous supposons que cette directive ne couvre que l'Union européenne à 15, alors qu'elle couvrira au moins l'Union européenne à 25 et peut-être Norvège, la Roumanie et la Bulgarie ;
- nous supposons l'absence de toute politique climatique dans le reste du monde, or le Japon, la Nouvelle-Zélande, la Suisse et le Canada devront adopter des politiques au moins aussi ambitieuses que l'Europe pour respecter leur objectif au titre du Protocole de Kyoto.

Inversement, certaines de nos hypothèses sous-estiment la baisse de CA des industries intensives en énergie :

- nous supposons que la consommation des produits intensifs en CO₂ et en énergie ne baisse pas, malgré la hausse des prix de ces produits, qui n'a d'impact que sur la répartition du marché entre producteurs de l'Union européenne et des pays tiers ;
- nous négligeons les répercussions *input-output*, par exemple la répercussion de la hausse du prix de l'électricité sur les coûts du secteur métal non ferreux.

Il est difficile de savoir si les facteurs de surestimation des impacts dominent ou non les facteurs de sous-estimation ; en tout cas, nos estimations ne sont pas biaisées systématiquement dans un sens ou dans l'autre.

Par ailleurs, l'impact d'une hausse des taux de change est un peu surestimé car on ne prend pas en compte la baisse du coût des importations de consommation intermédiaire suite à la hausse des devises européennes. Cependant, même dans le secteur où ce phénomène joue le plus, celui du raffinage de pétrole, une hausse de 10 % des devises européennes domine l'établissement d'un prix du CO₂ à 20 euros par tonne.

Enfin, il ne s'agit là que d'impacts sectoriels, avant le jeu des rétroactions macroéconomiques que l'on trouve dans les modèles d'équilibre général. Ainsi, la politique climatique peut entraîner une distorsion des prix relatifs et donc une hausse de l'indice des prix à la consommation transmise dans les salaires, d'où (éventuellement) une baisse de l'emploi. De même, une perte de compétitivité vis-à-vis des concurrents étrangers peut s'auto-compenser par divers canaux, dont une baisse de la devise nationale. Cependant, dès lors que l'on prend ces rétroactions macroéconomiques, la notion même de compétitivité globale d'une économie perd son sens, comme l'a montré Krugman (1994). Aussi, c'est bien par des calculs sectoriels tels que ceux menés ici que l'on peut appréhender la notion de perte de compétitivité qui peut découler des politiques climatiques.

Complément C

Le plan national d'allocation des quotas dans le système d'échange européen de quotas CO₂ et la compétitivité

Daniel Delalande et Emmanuel Martinez

Ministère de l'Écologie et du Développement durable

Introduction

Dans le cadre des Nations unies, l'Union européenne et ses États membres ont signé et ratifié la Convention Cadre sur les changements climatiques de 1992 et le Protocole de Kyoto de 1997 qui impose une réduction différenciée par pays des émissions de gaz à effet de serre. Afin de faire face à ses engagements internationaux, l'Union européenne a établi un programme européen sur le changement climatique dont la mesure la plus significative réside dans l'institution d'un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre. Ce système d'échange qui s'adresse aux industries grandes consommatrices d'énergie et aux producteurs d'électricité doit débuter en janvier 2005 dans l'ensemble des États membres et la Norvège⁽¹⁾.

Dans le cadre du système européen d'échange de quotas, des périodes d'engagements sont prévues. La première qui débute en 2005 sera de trois ans et à partir de 2008, afin de se caler sur le Protocole de Kyoto, les périodes d'engagements seront de cinq ans. Chaque État membre doit établir une contrainte de réduction en allouant à chaque participant une quantité de quotas représentant chacun une tonne d'équivalent CO₂ émise. Il doit notamment s'appuyer, pour déterminer la quantité totale de quotas à distribuer, sur son engagement international de réduction, son programme national de lutte contre l'effet de serre et la répartition des émissions selon les secteurs d'activité (industrie, énergie, transport, agriculture, etc.). La Di-

(1) Directive 2003/87/CE du Parlement et du Conseil du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté et modifiant la Directive 96/61/CE du Conseil. Le texte s'adresse à l'espace économique européen.

rective comprend une Annexe III qui établit une liste non exhaustive de critères à respecter pour la détermination de la quantité de quotas qui sera distribuée.

À plusieurs niveaux, l'application de cet instrument, de par les choix qui ont été faits lors de sa discussion au Conseil et au Parlement européen, pourrait entraîner des problèmes de compétitivité et de traitement dissymétrique entre les agents économiques.

L'objet de ce complément est de fournir des éléments de cadrage sur la structure des secteurs français concernés.

1. Éléments de cadrage pour la France

La répartition des quotas, qui doit être décrite dans le cadre du plan national d'allocation des quotas dépend beaucoup de la structure de l'économie de chacun des États membres. Nous reprenons dans cette section celle de la France.

1.1. La répartition sectorielle des émissions de CO₂

Le tableau 1 décrit l'évolution de la structure sectorielle des émissions de gaz à effet de serre (GES). On constate que, depuis 1990, les émissions de gaz à effet de serre progressent dans les transports et dans le résidentiel tertiaire et diminuent dans l'industrie manufacturière et énergétique.

1. Émissions de GES au format PNLCC⁽¹⁾ en France⁽²⁾

	Émissions en Mt éq CO ₂		
	1990	2002	Évolution 1990-2002 (en %)
Transports	121,5	149,5	23,0
Résidentiel tertiaire institutionnel et commercial	89,5	97,4	8,8
Industrie manufacturière	141,2	115,0	- 18,6
Industrie de l'énergie ⁽³⁾	80,6	68,6	- 14,8
Agriculture/sylviculture	116,1	108,6	- 6,4
Traitements des déchets ⁽⁴⁾	15,9	14,7	- 7,1
Total hors LULUCF ⁽⁵⁾	565	554	- 1,9
LULUCF	- 32,1	- 55,3	72,2
• Émissions	109,9	102,4	
• Puits	- 142,1	- 157,8	
Total	533	499	- 6,4

Notes : (1) Plan national de lutte contre le changement climatique ; (2) Métropole + départements d'Outre-mer + Territoires d'Outre-mer et collectivités territoriales ; (3) Y compris incinération des déchets avec récupération d'énergie ; (4) Hors incinération des déchets avec récupération d'énergie, (5) Land Use and Land Use Change and Forestry.

Source : CITEPA (Centre interprofessionnel technique de la pollution atmosphérique), inventaire UNFCCC décembre 2003 (mise à jour 09/12/2003).

En revanche, une comparaison des tableaux 1 et 2 permet de voir que les émissions de CO₂ seuls des secteurs de l'industrie manufacturière et de l'industrie de l'énergie diminuent mais dans une moindre mesure par comparaison à l'évolution de l'ensemble des émissions de gaz à effet de serre.

2. Emissions de CO₂ seul au format PNLC en France⁽¹⁾

Émissions en milliers de t éq CO₂

	1990	2002	Variation 1990-2002	Part en %	
				1990 ⁽²⁾	2002 ⁽²⁾
Transports	119 123,1	141 952,9	19,16	30,1	35
Résidentiel tertiaire institutionnel et commercial	84 131,1	87 734,9	4,28	21,2	21,61
Industrie manufacturière	107 741,3	100 803,0	- 6,44	27,2	24,8
Industrie de l'énergie ⁽³⁾	71 992,2	63 328,4	- 12,03	18,2	15,6
Agriculture/sylviculture	10 705,2	10 467,5	- 2,22	2,7	2,6
TraITEMENT DES DÉCHETS ⁽⁴⁾	2 432,8	1 756,7	- 27,79	0,6	0,4
Total hors LULUCF	396 126	406 044	2,50	100	100
LULUCF	- 31 645,4	- 54 864,5			
• Émissions ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	110 413,6	102 889,5			
• Puits ⁽⁴⁾⁽⁵⁾	- 142 059,0	- 157 754,0			
Total	364 480	351 179	- 3,65		

Notes : (1) Métropole + départements d'Outre-mer + territoires d'Outre-mer et collectivités territoriales ; (2) En part par rapport au total hors LULUCF ; (3) Y compris incinération des déchets avec récupération d'énergie ; (4) Hors incinération des déchets avec récupération d'énergie ; (5) Partiel (catégorie CRF répartie entre plusieurs secteurs).

Source : CITEPA, inventaire UNFCCC décembre 2003 (mise à jour 09/12/2003).

1.2. Les secteurs couverts par la Directive

La Directive dans son Annexe I définit les secteurs qui participent dès 2005 au système d'échange de quotas, ce qui ne va pas sans poser de problèmes d'interprétation (voir *infra*). En effet, la nomenclature mêle des secteurs d'activité ainsi que des *process* de production.

Le premier secteur est celui de la production d'énergie qui comprend outre l'électricité, le chauffage urbain, le raffinage, les cokeries et l'ensemble des installations de plus de 20 MW. Le deuxième est la production et la transformation des métaux ferreux, c'est-à-dire la production de fonte et d'acier. Le troisième secteur, à savoir l'industrie minérale, regroupe la production du ciment⁽²⁾ (clinker inclus), la chaux, le verre, la céramique⁽³⁾, les tuiles et briques. Enfin, le dernier secteur concerné est celui de la pâte à papier et papier et carton.

(2) Dans ce secteur d'activité, seuls sont incluses les installations destinées à la production de ciment clinker dans des fours rotatifs avec une capacité de production supérieure à 500 tonnes par jour. Sont donc exclus du système d'échange de quotas les fours droits.

(3) Il existe une ambiguïté d'interprétation pour ce secteur, la Directive inclut l'ensemble des installations destinées à la fabrication de produits céramiques par cuisson, notamment de tuiles, de briques, de pierres réfractaires, de carrelages, de grès ou de porcelaine, avec une capacité de production supérieure à 75 tonnes par jour, et/ou une capacité de four de plus de 4 m³ et une densité d'enfournement de plus de 300 kg/m³. Certains interprètent le et/ou de manière inclusive d'autres de manière exclusive.

3. Évaluation des émissions de CO₂ des secteurs couverts par la Directive à partir des déclarations des industriels

Nombre d'installations	Émissions de CO ₂ en 2002	Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2002		Émissions de CO ₂ en 2001		Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2001				
		Nombre	%	kt	%	Nombre	% du secteur	kt	%	Nombre
Installations de combustion de plus de 20 MW (énergie)										
• Chauffage Urbain	269	17,6	9 731	7,2	260	97	7 559	6,0	257	96
• Électricité	55	3,6	29 484	21,8	53	96	25 634	20,2	52	95
• Gaz	29	1,9	450	0,3	29	100	436	0,3	29	100
• Nucléaire	3	0,2	226	0,2	3	100	126	0,1	3	100
Installations de combustion de plus de 20 MW (hors énergie)										
• Agriculture	4	0,3	26	0,0	3	75	25	0,0	3	75
• Bois	17	1,1	300	0,2	16	94	331	0,3	14	82
• Chimie	127	8,3	9 444	7,0	125	98	9 701	7,6	122	96
• Fonderie	1	0,1	6	0,0	1	100	6	0,0	1	100
• IAA ⁽¹⁾	213	13,9	6 873	5,1	201	94	6 540	5,2	202	95
• Métallurgie des métaux ferreux	16	1,0	791	0,6	15	94	826	0,7	15	94
• Métall. des métaux non ferreux	4	0,3	167	0,1	4	100	205	0,2	4	100
• Min. non métal. et mat. de construc.	58	3,8	585	0,4	43	74	522	0,4	41	71
• Papier, carton	8	0,5	119	0,1	7	88	137	0,1	7	88
• textile, cuir	30	2,0	239	0,2	28	93	251	0,2	26	87
• Divers industrie	154	10,1	2 121	1,6	135	88	2 210	1,7	133	86
• Enseignement	6	0,4	671	0,5	6	100	716	0,6	6	100
• Hôpitaux	24	1,6	650	0,5	19	79	576	0,5	17	71
• Service des transports	21	1,4	265	0,2	17	81	272	0,2	17	81
• Autres services ⁽²⁾	116	7,6	1 894	1,4	100	86	1 740	1,4	98	84
• Indéterminé	28	1,8	495	0,4	19	68	470	0,4	19	68

	Nombre d'installations	Émissions de CO ₂ en 2002	Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2002	Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2001		Émissions de CO ₂ en 2001	Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2001	Nombre d'installations couvertes par l'enquête en 2001	Nombre % du secteur	Nombre % du secteur	Nombre % du secteur
				Nombre	%	kt	%	Nombre	%	kt	%
Autres secteurs											
• Aacier	46	3,0	27 847	20,6	44	96	25 926	20,4	43	93	93
• Agglomération	1	0,1	102	0,1	1	100	0	0,0	0	0	0
• Céramique	64	4,2	1 202	0,9	63	98	1 227	1,0	62	97	97
• Chaux ⁽³⁾	17	1,1	2 946	2,2	17	100	2 869	2,3	17	100	100
• Cimenterie ⁽³⁾	31	2,0	12 589	9,3	31	100	12 363	9,7	31	100	100
• Coierie	1	0,1	303	0,2	1	100	308	0,2	1	100	100
• Papeterie	104	6,8	3 892	2,9	102	98	3 668	2,9	100	96	96
• Pâte à papier	17	1,1	1 086	0,8	17	100	1 070	0,8	17	100	100
• Raffinerie	14	0,9	16 619	12,3	14	100	17 510	13,8	14	100	100
• Verre	52	3,4	3 849	2,9	52	100	3 723	2,9	52	100	100
Total ⁽⁴⁾	1 530	100	134 972	100	1 426	126 945	100	1 403	1 403		

Notes : (1) Industries agro-alimentaires ; (2) Autres services : commerce, administration, construction, etc. ; (3) Les installations de chaux située en Aquitaine est manquante (AQ025) ; (4) Installations compréhensives avec les installations de cimenteries (1 installation de production de chaux située en Aquitaine est manquante (AQ025))

Source : CITEPA, état au 8 mars 2004.

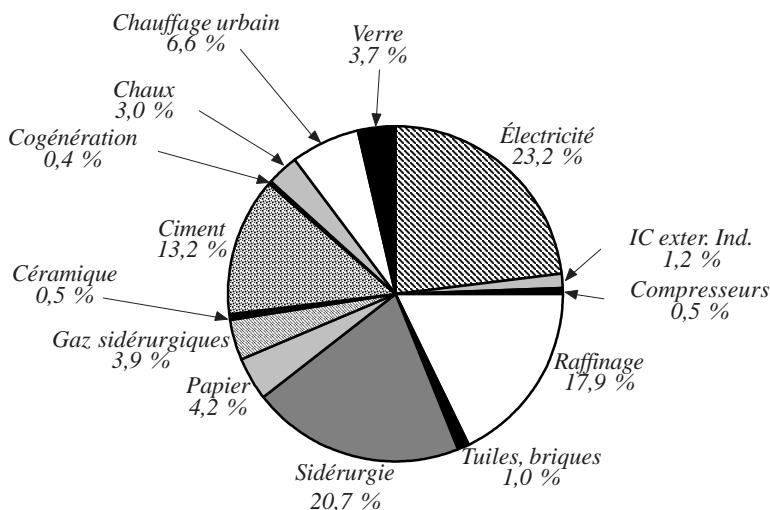
1.3. La répartition des émissions de CO₂ pour les secteurs de la Directive

En raison de la définition des secteurs qui mêle des critères d'activité et de *process* de production, des différences apparaissent entre la comptabilisation des émissions à partir d'un niveau agrégé sectoriel et celle obtenue par agrégation des installations au niveau sectoriel.

Le tableau 3 donne la répartition des installations et des émissions par secteurs à partir de la remontée des déclarations des industriels auprès des Directions régionales de l'industrie de la recherche et de l'environnement (DRIRE) traités par le CITEPA. Il montre que 8 % des installations représentent près de 50 % des émissions.

Des calculs ont été réalisés à partir du tableau 3 permettant de vérifier la connaissance du niveau des émissions par secteur, même si l'ensemble des installations n'est pas couvert. Le graphique 1 reprend cette répartition sectorielle. Il montre que les secteurs les plus émetteurs sont ceux de l'électricité, de la sidérurgie et du raffinage avec près de 62 % des émissions totales de CO₂ de l'ensemble des secteurs concernés hors installations de combustion.

1. Répartition des émissions de CO₂ des secteurs de la Directive en 2001 hors installations de combustion de plus de 20 MW n'appartenant pas au secteur de l'énergie



Source : CITEPA, calcul D4E.

2. Les niveaux de concurrence

Le risque de distorsion de concurrence en raison de l'instauration d'un système d'échange de quotas apparaît potentiellement à plusieurs niveaux :

- distorsion géographique entre l'Union européenne et les pays sans engagement de réduction ou ayant renoncé à la ratification du Protocole de Kyoto ;
- distorsion entre entreprises d'un même secteur appartenant à des pays différents de l'Union européenne ;
- distorsion entre secteurs et entreprises couvertes et non couvertes ;
- distorsion provoquée par les effets du marché du CO₂ sur le marché de l'électricité.

2.1. Concurrence extra-communautaire

L'alinéa 11 de l'Annexe III de la Directive précise que le plan national d'allocation des quotas « peut contenir des informations sur la manière dont on tiendra compte de l'existence d'une concurrence de la part des pays ou entités extérieurs à l'Union ». Autrement dit, la Commission reconnaît l'existence d'un risque de distorsion de concurrence entre les pays qui établissent un système d'échange de quotas au sein de l'Union européenne et ceux qui n'en ont pas dans la zone extra-communautaire.

Toutefois, la Commission européenne⁽⁴⁾ a retenu une interprétation restrictive du critère de prise en compte de la concurrence extra-communautaire dans l'allocation de quotas. Elle rappelle d'une part que « le système d'échange de droits d'émission est un instrument efficace, qui permet de maintenir à un niveau bas les coûts que représentent, pour les activités industrielles, la contribution au respect des engagements communautaires en matière de lutte contre le changement climatique » et d'autre part que « la mise en œuvre du Protocole de Kyoto offrira dès le départ aux entreprises de l'Union européenne un avantage lors de la transition progressive vers une économie mondiale qui limite les émissions de carbone, à partir du moment où la performance sur le plan des émissions de carbone sera susceptible de constituer un avantage concurrentiel non négligeable à l'avenir, au même titre que la productivité du travail ou du capital aujourd'hui ». Toutefois elle reconnaît qu'à court terme « le respect de ces engagements peut entraîner un accroissement des coûts pour des entreprises et des secteurs donnés ».

Au niveau de la mise en œuvre du critère, il convient de rappeler qu'il a un caractère facultatif et que, s'il est appliqué, il ne peut servir qu'à déterminer la quantité de quotas par activité.

(4) Dans sa Communication sur les orientations visant à aider les États membres à mettre en œuvre les critères qui figurent à l'Annexe III de la Directive 2003/87/CE, COM(2003), 830 final du 7 janvier 2004.

La Commission estime que ce critère n'est applicable que dans les cas où des installations entrant dans le champ de la Directive et servant pour une activité spécifique subissent un désavantage concurrentiel considérable à cause, directement et essentiellement, d'une divergence notable de politique en matière de changement climatique entre l'Union européenne et les pays tiers à l'Union européenne. Autrement dit, l'État membre ne peut limiter l'état de la concurrence des politiques environnementales à la seule existence ou absence de système d'échange de quotas, mais doit examiner l'ensemble des instruments de la politique environnementale des concurrents : initiatives volontaires, réglementation technique, redevances et droits d'émissions. Cela signifie également que l'absence de ratification au Protocole de Kyoto ne vaut pas concurrence distorsive.

La Commission rappelle qu'une application incorrecte de ce critère peut s'apparenter à une aide à l'exportation, qui est contraire aux dispositions du Traité CE.

Le graphique 2 donne un taux d'ouverture et non un état des lieux de la concurrence extra-communautaire pour les secteurs couverts par la Directive⁽⁵⁾. Il se définit comme le rapport entre la valeur des importations et des exportations extra-communautaires et le chiffre d'affaires hors taxes :

$$\frac{\text{Valeur des importations et des exportations extra-communautaires}}{\text{Chiffre d'affaires hors taxes}} * 100$$

Les sources utilisées sont les douanes pour les importations et exportations et l'enquête annuelle d'entreprise du SESSI pour le chiffre d'affaires hors taxes (servant d'approximation pour la production). Le taux est calculé pour l'année 2001.

Cet indicateur simple permet de distinguer trois groupes de secteurs :

- les secteurs dont le taux d'ouverture est inférieur à 10 % : ciment, la chaux, la production d'électricité et du raffinage ;
- les secteurs dont le taux d'ouverture se situe entre 20 et 30 % : la fabrication de verre creux, la pâte à papier, papier et cartons ;
- les secteurs dont le taux d'ouverture est supérieur à 50 % : la fabrication d'articles céramiques à usage domestique ou ornement, la fabrication d'isolateurs en pièces isolantes en céramiques.

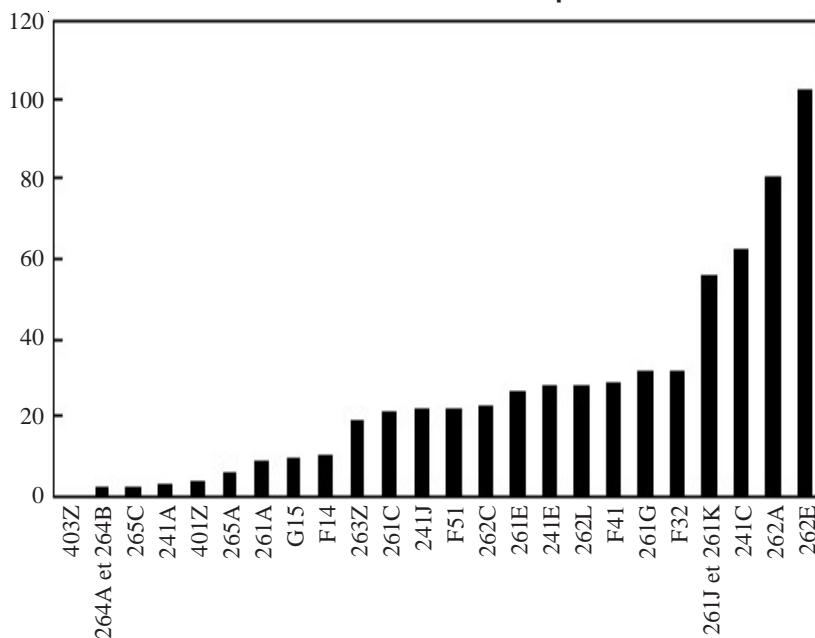
Ces différences entre les taux d'ouverture s'accompagnent-elles de différences au niveau des résultats sectoriels ? Pour examiner ce point, le taux de marge⁽⁶⁾ des secteurs a été examiné. Le taux de marge se définit ici comme le rapport entre l'excédent brut d'exploitation et la valeur ajoutée hors taxes :

$$\frac{\text{Excédent brut d'exploitation}}{\text{Valeur ajoutée hors taxes}} * 100$$

(5) Hors installations de combustion (secteur hors énergie).

(6) Le taux de marge est fourni par l'enquête annuelle d'entreprise du SESSI.

2. Taux d'ouverture extra-communautaire par secteur en 2001



Secteurs dans la nomenclature NES 114 et NAF 7000

241J	Fabrication de produits azotés et d'engrais
262C	Fabrications d'appareils sanitaires en céramique
261E	Fabrication de verre creux
241E	Fabrication d'autres produits chimiques inorganiques de base
262L	Fabrication de produits céramiques réfractaires
F41	Produits de la chimie minérale
261G	Fabrication de fibres de verre
F32	Pâte à papier, papiers et cartons
261J et 261K	Fabrication et façonnages d'articles techniques en verre
241C	Fabrication de colorants et de pigments
262A	Fabrication d'articles céramiques à usage domestique ou ornement
262E	Fabrication d'isolateurs en pièces isolantes en céramiques
403Z	Production et distribution de chaleur
264A et 264B	Fabrication de tuiles et briques
265C	Fabrication de chaux
241A	Fabrication de gaz industriels
401Z	Production et distribution d'électricité
265A	Fabrication de ciment
261A	Fabrication de verre plat
G15	Produits pétroliers raffinés
F14	Produits céramiques, matériaux de construction
263Z	Fabrication de carreaux en céramiques
261C	Façonnage et transformation du verre plat
F51	Produits sidérurgique et 1 ^{ère} transformation de l'acier

Sources : Douanes et SESSI.

Les élasticités prix dans le secteur de la sidérurgie

Procéder à une estimation approfondie des effets sur la compétitivité implique d'étudier :

- les effets sur les prix – autrement dit les possibilités de répercuter le coût supplémentaire sur le prix de vente des produits ;
 - l'existence ou non de surprofits (Il se peut que certaines entreprises bénéficient d'une rente de situation. Cela implique que les avantages qu'elles tirent de leur localisation offrent une marge de manœuvre pour appliquer une réglementation ou instaurer une taxe qui entame certes les bénéfices sans pour autant faire subir de pertes économiques à l'ensemble du secteur) ;
 - la possibilité de substitution des produits et des processus ;
 - l'élasticité demande et offre à court et à long terme (capacité de répercussion, efficience dynamique avec le recours à la technologie).

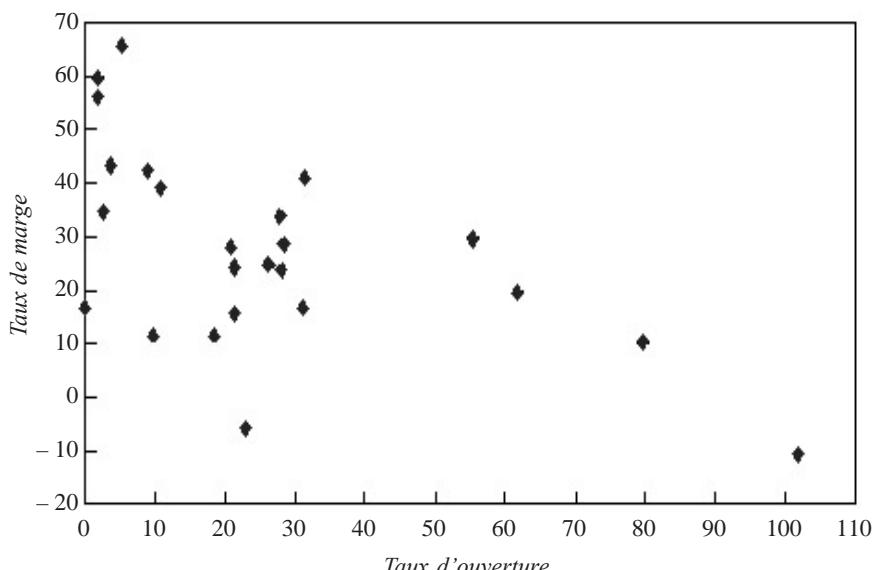
Les valeurs des élasticités ne font pas toujours l'objet d'un consensus comme l'indique le cas de la sidérurgie. Ainsi dans une étude de l'OCDE (2003b) sur l'industrie de la sidérurgie, on retient les paramètres et les valeurs suivants :

- élasticité prix de la demande d'acier : -0,3. Autrement dit, une augmentation des prix de l'acier de 10 % entraîne une réduction de la demande d'acier de 3 %. La valeur retenue dans d'autres études est semblable ;
- élasticité de substitution entre les aciers à oxygène et aciers venant des fours électriques : 0,5. Une augmentation de 10 % dans le ratio prix de l'acier à oxygène – prix de l'acier électrique induit une réduction de 5 % dans le ratio demande d'acier à oxygène – demande d'acier électrique ;
- élasticité d'offre de la production d'acier : 0,7 pour la production d'acier à oxygène ; 1,2 pour l'acier produit dans les fours électriques ; autrement dit les producteurs d'acier provenant de fours électriques tendent à répondre plus facilement à une variation des prix.

Lorsqu'on cherche à mesurer l'impact d'une hausse des prix de l'acier d'une région sur la demande d'acier qui lui est adressée, autrement dit l'élasticité de l'acier entre différentes régions, les études apparaissent moins consensuelles. L'OCDE (2003b), cité précédemment, retient une valeur de 8. Cette valeur a été contestée. Elle est très supérieure à celles retenues pour le secteur des métaux ferreux comprises entre 2,8 et 5,6.

Il semble que les valeurs retenues représentent un compromis entre des valeurs généralement très basses fournies par la littérature économétrique et des croyances qui estiment que les substitutions sont fortes.

3. Taux de marge et concurrence extra-communautaire



Sources : Douanes, Enquête annuelle d'entreprise, SESSI, calculs D4E.

Deux observations peuvent être tirées du graphique 3 qui représente les taux d'ouverture et les taux de marge pour chaque branche industrielle.

Les secteurs de la fabrication d'articles céramiques à usage domestique ou ornement et d'isolateurs en pièces isolantes en céramiques sont les plus exposés à la concurrence extra-communautaire mais bénéficient des taux de marges les plus faibles.

Les secteurs de fabrication de ciment, de chaux et de tuiles et briques qui ont des taux d'ouverture parmi les plus faibles bénéficient, par contre des taux de marges les plus élevés.

En revanche, si l'on ne tient pas compte de ces deux cas extrêmes, il est difficile de mettre en évidence une liaison entre le taux de marge et le taux d'ouverture, et ceci est vrai pour les trois ensembles de secteurs distingués auparavant par leur taux.

2.2. La concurrence intracommunautaire

2.2.1. Absence d'harmonisation des règles du marché des quotas d'émission

Les décisions communautaires ont conduit à la mise en place de procédures laissant aux États membres le choix de décider de certaines règles du marché. Cette absence d'harmonisation pourrait mener à des traitements différenciés entre les entreprises européennes dans un même secteur :

- selon l'article 27 de la Directive, les États membres ont la possibilité d'exclure certaines installations du marché, sous certaines conditions.

Bien sûr, un État pourra, s'il estime que certaines de ses installations, voire activités, sont menacées, jouer sur cette exclusion pendant la première période d'engagement de 2005 à 2007. Il sera difficile à la Commission d'évaluer *ex ante*, par exemple, les effets de la mise en place d'un mécanisme fiscal sur ces activités par rapport au mécanisme de marché. Par ailleurs, les entreprises concernées seront tentées de présenter des engagements volontaires⁽⁷⁾ pour échapper à la contrainte établie par l'État ;

- les États membres doivent choisir le *traitement* qu'ils réservent aux *entrants et sortants* du marché. De telles règles devraient faire l'objet d'une décision commune pour éviter tout traitement différencié entre mêmes activités. Les décisions non coordonnées des administrations pourraient mener à des définitions différentes des entrants et des sortants, et surtout à un traitement différent, particulièrement sur le montant de quotas alloué gratuitement aux entrants ;

- la valeur adoptée pour *les facteurs d'émissions des combustibles* est différente selon le pays pour un même produit. Ainsi, il est possible d'avoir un même combustible (charbon par exemple) qui provient d'un même lieu (exemple Allemagne) et dont la valeur d'émission est différente d'un pays à l'autre (France ou Belgique).

- le flou qui existe dans la rédaction de la Directive à propos du *périmètre d'application* laisse libre court à des interprétations divergeant d'un pays à l'autre, entraînant des exclusions d'entités. La France, par exemple, exclut toutes les installations de combustion qui n'appartiennent pas au secteur de l'énergie et qui ne sont pas explicitement énoncées dans l'Annexe I de la Directive. Elle limite ainsi le nombre des installations à 700 au lieu des 1 500 concernées par une lecture plus large du périmètre⁽⁸⁾.

2.2.2. L'attribution différente de quotas d'un pays à l'autre

Chaque État membre établit son plan national d'allocation des quotas en fonction des critères énoncés dans l'Annexe III de la Directive. Chaque État membre doit se baser entre autre sur ses engagements internationaux, sa politique nationale de lutte contre le changement climatique mais également sur le potentiel de réduction des émissions y compris le potentiel technologique. Ainsi, la marge de manœuvre laissée à chaque pays quant à la répartition des quotas ainsi que la quantité totale attribuée peut conduire à sur-allouer des quotas à certains secteurs. Cette sur-allocation pourra apparaître comme une aide déguisée. Or, dans le contrôle des plans nationaux (depuis le 31 mars 2004 pour la première période d'engagement), la Commission européenne se base spécifiquement sur le respect des articles 87 et 88 du Traité relatifs à la concurrence et aux aides d'Etat.

(7) Ce type d'accord a fait l'objet des plus vives critiques dans un rapport de l'OCDE (2003b).

(8) Voir le tableau 3.

2.3. La concurrence intracommunautaire et intersectorielle

Le choix d'un champ d'application restrictif de la Directive exclut de fait des concurrents potentiels des entreprises couvertes par la Directive. Par ailleurs, celles qui ne sont pas couvertes et qui ne subissent donc pas la contrainte environnementale peuvent être des concurrentes potentielles si elles ont des substituts proches aux produits offerts par les entreprises couvertes. Par exemple, le plastique peut être un bon substitut au verre. Un État membre peut exclure temporairement des installations alors que leurs concurrentes appartenant à d'autres États membres n'ont pas été exclues du système dans leur pays.

L'instrument de marché est mis en place pour les secteurs de l'énergie et de l'industrie. Or, il va sans dire que les efforts de réduction des émissions de gaz à effet de serre doivent être réalisés par l'ensemble des secteurs. Si les secteurs non couverts ne sont pas soumis à une législation environnementale équivalente, le risque de réallocation des ressources entre secteurs est possible. En effet, le secteur du transport bénéficie d'un avantage certain puisqu'il n'est pas vraiment soumis à des contraintes environnementales en terme de CO₂, aucune mesure sérieuse n'ayant été prise.

Si l'on examine maintenant les enjeux en dynamique, les secteurs couverts par la Directive et dont les installations sont situés dans un État membre qui accorde une possibilité de mise en réserve⁽⁹⁾ pourraient en retirer un avantage financier au détriment des autres secteurs si la contrainte carbone s'affermît. Par ailleurs, les entreprises et les secteurs couverts dans la première période d'engagement auront un avantage en terme d'apprentissage important par rapport à ceux qui ne sont pas couverts.

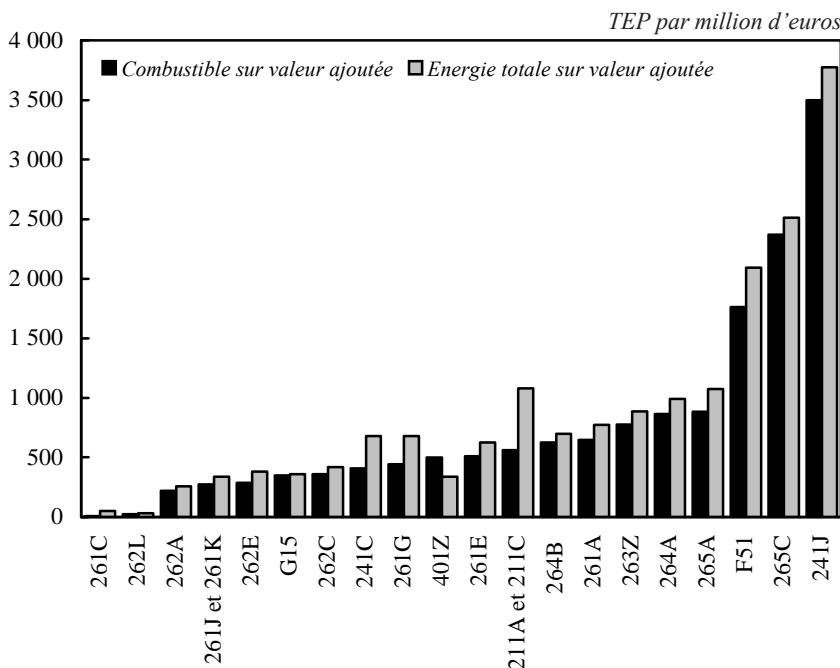
2.4. Marchés de l'énergie et compétitivité des entreprises

Pour les industries fortement consommatrices d'énergie, le comportement des entreprises d'électricité en matière de tarification de l'électricité pour leurs grands clients est déterminant et pourrait conduire à des distorsions de concurrence.

Le graphique 4 fournit des éléments d'appréciation quant à la contrainte énergétique pesant sur les secteurs couverts par la Directive. La consommation d'énergie est exprimée en tep. Les valeurs proviennent pour les secteurs industriels de l'enquête statistique relative aux consommations d'énergie dans du SESSI et pour les secteurs du raffinage et de la production d'électricité des données de l'Observatoire de l'énergie – DGEMP. Les données de la valeur ajoutée viennent de l'enquête annuelle d'entreprise du SESSI.

(9) Il s'agit de la possibilité de convertir automatiquement des quotas européens de la période 2005-2007 inutilisés en quotas européens valables ultérieurement et qui seront liés aux permis internationaux créés par la Protocole de Kyoto.

4. Consommation d'énergie par million d'euros de valeur ajoutée



Secteurs dans la nomenclature NES 114 et NAF 7000

261E	Fabrication de verre creux
211A et 211C	Fabrication de pâte à papier, de papier et de carton
264B	Fabrication de tuiles
261A	Fabrication de verre plat
263Z	Fabrication de carreaux en céramiques
264A	Fabrication de briques
265A	Fabrication de ciment
F51	Sidérurgie
265C	Fabrication de chaux
241J	Fabrication de produits azotés et d'engrais
261C	Façonnage et transformation du verre plat
262L	Fabrication de produits céramiques réfractaires
262A	Fabrication d'articles céramiques à usage domestique ou ornemental
261J et 261K	Fabrication et façonnages d'articles techniques en verre (y c isolateurs)
262E	Fabrication d'isolateurs en pièces isolantes en céramiques
G15	Raffinage
262C	Fabrication d'appareils sanitaires en céramique
241C	Fabrication de colorants et de pigments
261G	Fabrication de fibres de verre
401Z	Production et distribution d'électricité

Sources : DESSI et DGEMP.

Les secteurs les plus énergivores sont la sidérurgie, la chaux et la fabrication de produits azotés et d'engrais. De plus, la quasi-totalité de l'énergie utilisée par ces secteurs provient de la combustion d'énergies fossiles. Par contre, on peut noter que les secteurs où l'électricité représente une part significative de l'énergie consommée sont : le façonnage et la transformation du verre plat, la fabrication de colorants et de pigments et la fabrication de fibres de verre.

Les entreprises du secteur de l'électricité peuvent adopter deux types de comportements dont les effets sont contraires dès lors que les quotas sont alloués gratuitement aux participants, comme c'est le cas en France :

- le premier consiste à intégrer le prix du marché de quotas dans les coûts unitaires de production et donc à ne pas répercuter la gratuité des quotas obtenus ;
- l'autre consiste à répercuter la gratuité des quotas.

Deux facteurs détermineront ces comportements : l'intensité de la concurrence et les clauses de révision de prix lorsqu'on a affaire à des contrats de fourniture à moyen-long terme.

Des études fournissent un ordre de grandeur de répercussion du marché de CO₂ sur les prix de l'électricité. Ainsi, celle de Leyva et de Lekander (2003) suppose un objectif de réduction des émissions du secteur électrique homogène à l'objectif global de Kyoto pour l'Union européenne de – 8 %. Entre 2005 et 2012, un tiers des centrales charbon bascule en pointe, un tiers reste en base et le dernier tiers est déclassé. Un prix de 25 euros à la tonne de CO₂ rentabilise le remplacement des centrales charbon par des centrales au gaz. Selon les conclusions de l'étude, les prix de l'électricité sur les marchés de gros devraient augmenter d'environ 30 % par rapport aux prix hors politique de CO₂ à l'horizon 2010. Mais, il convient d'ajouter l'effet des tensions sur le marché du gaz, d'où au final une augmentation de 40 % du prix de l'électricité de gros soit 15 % pour les prix au détail.

Dans le cas de la sidérurgie, une augmentation des prix de l'électricité pourrait conduire la sidérurgie à revoir l'arbitrage entre la production d'acier à l'oxygène utilisant des combustibles et donc émettant du CO₂ et l'acier électrique qui utilise principalement de l'électricité et des ferrailles.

Références bibliographiques

- Commission européenne (2003) : « Directive 2003/87/CE du Parlement et du Conseil du 13 octobre 2003 établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre dans la Communauté et modifiant la Directive 96/61/CE du Conseil », *Journal Officiel de l'Union européenne*, L 275/32, du 25 octobre.
- Commission européenne (2004) : *Communication sur les orientations visant à aider les États membres à mettre en œuvre les critères qui figurent à l'Annexe III de la Directive 2003/87/CE*, COM(2003), 830 final du 7 janvier.
- Debonneuil M. et L. Fontagné (2003) : « La France est-elle compétitive ? » in *Compétitivité*, Rapport du CAE, n° 40, Paris, La Documentation française.
- De Leyva E. et P. Lekander (2003) : « Climate Change for Europe's Utilities », *The McKinsey Quarterly*, n° 1, pp. 120-131.
- OCDE (2003a) : *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement*, Paris.
- OCDE (2003b) : *Environmental Policy in the Steel Industry: Using Economic Instruments*, Paris.

Complément D

Fiscalité environnementale et compétitivité

Gilles Saint-Paul

Institut d'économie industrielle (IDEI)

Introduction

L'objet de cette note est de tenter de répondre à la question suivante : dans quelle mesure peut-on penser qu'une hausse de la fiscalité environnementale puisse nuire à la compétitivité internationale d'un pays ?

1. La compétitivité : mythe ou réalité ?

Avant de pouvoir y répondre, il importe de préciser le sens de la question.

La notion de compétitivité a un sens relativement clair dès lors qu'on se place au niveau d'une entreprise individuelle en situation de concurrence. Si, par exemple, ses coûts unitaires sont supérieurs aux prix qui prévalent sur ses marchés, elle ne pourra vendre ses produits qu'en faisant des pertes, et finira par disparaître. On peut donc clairement parler, dans ce cas, de compétitivité. Par ailleurs, si cette entreprise est en situation de concurrence aussi bien sur le marché de ses produits que sur ceux de ses facteurs de production, elle ne peut influencer aucun de ces prix et la seule façon pour elle d'accroître sa compétitivité est d'augmenter sa productivité. Si cela s'avère impossible, l'entreprise disparaîtra.

Peut-on extrapoler ce type de raisonnement au niveau d'un pays ? La réponse est non. Une entreprise est une forme d'organisation, un arrangement particulier des talents et du capital. Elle peut fort bien disparaître, ce

qui n'implique pas la disparition des ressources qu'elle utilisait mais sa re-combinaison à travers d'autres organisations. Une économie entière, au contraire, n'est pas une forme d'organisation mais une collection de ressources humaines et matérielles ; celles-ci ne peuvent donc disparaître. Pourtant, il est clair que de nombreux pays ont connu des épisodes de « problèmes de compétitivité », ce qui signifie simplement que leurs exportations étaient relativement chères, ce qui créait un déficit de la balance commerciale.

À ce stade, il importe de préciser un certain nombre de choses.

Premièrement, une telle situation peut parfaitement être un phénomène d'équilibre ; elle peut même être optimale. Les pays bénéficiant d'un influx de capitaux (ou, ce qui est équivalent, dont l'épargne est inférieure à l'investissement), par exemple parce qu'ils connaissent une période de croissance élevée, ont automatiquement un déficit de la balance courante qui n'en est que la contrepartie. Le mécanisme est le suivant : l'influx de capitaux se traduit par une hausse de l'investissement et de la consommation, qui traduit la manière dont ces capitaux sont dépensés. Il en résulte une hausse de la demande agrégée, qui tend à la fois à détériorer le solde commercial (puisque une partie de cette demande prend la forme de biens importés), et à créer une appréciation du taux de change réel (pour que les ressources se réallouent du secteur des biens échangeables vers le secteur des biens non échangeables, qui ne peut faire face autrement à la hausse de la demande).

Bien entendu, ce phénomène ne saurait être que temporaire. L'investissement étranger courant implique en effet des exportations de capitaux futurs, sous la forme de rapatriement de profits, dividendes, et intérêt. Dans ce cas on observera une inversion du phénomène ; le pays connaîtra un surplus commercial et une dépréciation du taux de change. Le surplus commercial permettra précisément de financer les exportations de capitaux. Cependant, le renversement peut attendre plusieurs années et l'on a observé des pays ayant des déficits commerciaux pendant plusieurs dizaines d'années.

Un influx de capitaux pourrait donc être interprété comme une « perte de compétitivité » alarmante, alors qu'il s'agit d'un phénomène d'équilibre ne requérant pas *a priori* d'intervention publique.

Cependant, ce n'est pas le seul exemple d'évolution pouvant conduire à un enchérissement des importations. On sait aussi que le taux de change réel peut s'apprécier brutalement, par exemple à la suite d'un influx de capitaux purement spéculatif en changes flottants, ou encore à la suite d'une poussée inflationniste en change fixe. C'est là qu'intervient la différence fondamentale entre une économie et une entreprise en situation de concurrence. Si cette dernière ne peut pas modifier ses prix et est condamnée à s'adapter ou disparaître, l'économie individuelle peut fort bien décider d'annuler sa perte de compétitivité au moyen d'une dévaluation. Même s'il ne le fait pas, les équilibres macroéconomiques devraient finir par se rétablir à travers divers mécanismes : effets de richesse, effet Pigou, courbe de Philips...

En d'autres termes, le taux de change réel, i.e. le rapport entre le niveau des prix à l'intérieur du pays et dans le reste du monde, finit par s'ajuster de façon à ce que les problèmes de compétitivité disparaissent. La politique macroéconomique peut accélérer cet ajustement et le rendre moins douloureux.

Exemple 1 : considérons un pays qui vient d'augmenter les charges sociales patronales sur les salaires. À salaire net donné, les coûts unitaires augmentent. Les entreprises exportatrices sont contraintes d'augmenter leurs prix ou de voir leurs profits réduits. Cela conduit à des pertes d'emploi dans le secteur des exportations. Il en résulte une augmentation du chômage qui crée une pression à la baisse sur les salaires réels. Lorsque les salaires réels ont suffisamment baissé, le secteur des exportations a retrouvé sa compétitivité. Les prix intérieurs, qui dépendent fortement du salaire réel, ont baissé relativement aux prix extérieurs : le taux de change réel s'est déprécié. La compétitivité a été rétablie.

Exemple 2 : supposons maintenant qu'il y ait un boom sur la consommation. De nouveau, les importations augmentent et le taux de change s'apprécie, aussi bien par le biais des pressions inflationnistes que par le jeu des marchés financiers internationaux. Le déficit commercial se traduit par une diminution des créances sur l'étranger. À plus long terme, cette diminution réduit la richesse nationale et donc la consommation. Ce mécanisme tend à rétablir l'équilibre en réduisant la demande d'importations.

Ce qui précède suggère qu'aucune politique économique n'est incompatible avec la compétitivité sur le long terme ; à long terme, le taux de change réel et, avec lui, le pouvoir d'achat, s'ajustent pour que cette politique soit compatible avec le plein emploi des ressources (ou, s'il existe des frictions, leur niveau « naturel » d'utilisation). Cela ne signifie pas pour autant qu'une politique économique soit désirable : si elle réduit beaucoup la productivité ou augmente substantiellement les coûts pour les entreprises, la compétitivité ne pourra être rétablie que par une baisse suffisante du pouvoir d'achat. Dans bien des cas, cela signifie également une hausse importante du chômage au cours de la transition vers le nouvel équilibre – cette hausse est nécessaire pour créer suffisamment de pression à la baisse sur les salaires réels.

On en conclut que la manière correcte de formuler la question de l'effet des politiques économiques sur la compétitivité est la suivante : de combien doivent s'ajuster le pouvoir d'achat et le taux de change réel pour que cette politique soit compatible avec l'équilibre de long terme de l'économie ? Cette question est pertinente, non seulement du point de vue d'une économie ouverte soucieuse de faire accepter ses produits sur les marchés internationaux, mais aussi du point de vue d'une économie fermée. Dans les deux cas, elle se ramène à la question des distorsions induites par la politique économique sur l'utilisation des ressources. Cependant, ces distorsions ne sont pas les mêmes suivant que l'économie sera ouverte ou fermée. Si ces distorsions sont plus fortes en économie ouverte, cela peut se traduire par un souci plus grand de préserver la « compétitivité de l'économie ».

2. Le cas de la mobilité des capitaux et de la concurrence fiscale

Le problème de la concurrence fiscale entre pays illustre ces principes. De nombreux auteurs insistent sur l'idée que l'ouverture à la mobilité des capitaux risque de créer une concurrence fiscale entre états, avec pour conséquence une course à la baisse des taux d'imposition et un niveau réduit de biens publics. Ce raisonnement est correct mais il découle d'une simple amplification d'un phénomène commun aux économies ouvertes et fermées, à savoir les effets distorsifs de la fiscalité sur l'accumulation du capital. En économie fermée, une taxe sur le capital, ou tout autre taxe réduisant sa profitabilité, a un effet négatif sur l'investissement. À long terme, elle réduit donc les salaires et plus généralement le niveau de vie. En économie ouverte, ces effets sont plus forts, parce que le capital peut émigrer. La taxation est donc plus distorsive, ce qui réduit le niveau optimal de taxation. Il est également exact qu'une coordination entre états de leurs politiques d'imposition peut accroître ce bien-être ; la raison en est qu'en augmentant sa fiscalité un pays exerce une externalité positive sur les autres qui bénéficient de l'exportation de ses capitaux. Cela étant, il ne faut pas exagérer la différence entre une économie ouverte et une économie fermée. La recherche économique a montré que même en économie fermée l'accumulation du capital à long terme est très élastique à son rendement ; certains résultats impliquent que la taxation optimale du capital est égale à zéro (Chamley, 1981). Le modèle de croissance de Ramsey implique qu'à long terme, la productivité marginale du capital est égale à une constante exogène, la préférence pour le présent des agents ; le modèle se comporte donc exactement comme si l'économie était ouverte. Dans ce cas, c'est le taux d'intérêt international qui détermine la productivité marginale du capital, mais, dans les deux cas, elle est exogène, de sorte que la taxation crée les mêmes distorsions sur le capital.

En résumé, il y a des raisons de penser que les effets distorsifs de la taxation sont plus élevés en économie ouverte ; donc que l'ouverture internationale impose plus de prudence au moment de considérer les effets négatifs d'une politique fiscale. Mais les problèmes sont qualitativement les mêmes qu'en économie fermée.

3. Effets de spécialisation et externalités de croissance

Une autre approche du problème de la compétitivité suppose que l'avantage comparatif d'une économie, telle que déterminé par le marché, n'est pas optimal, parce qu'il existe des secteurs ayant des effets plus favorables que d'autres sur la croissance, à travers leurs externalités d'apprentissage⁽¹⁾. Être compétitif, ce serait alors se spécialiser dans ces secteurs, ce qui pourrait impliquer des politiques incitatives de la part de l'État. À nouveau, ne

(1) Voir par exemple Saint-Paul (1996) pour un survol.

pas se spécialiser dans ces secteurs ne se traduit nullement par une disparition de l'économie, ni par un quelconque déséquilibre, mais simplement par un niveau de vie plus faible à long terme.

Si l'on adopte cette perspective, alors on doit évaluer les politiques économiques du point de vue de leurs effets sur la structure de spécialisation de l'économie. Une politique économique qui biaise l'avantage comparatif au profit des secteurs les moins porteurs pour la croissance sera donc jugée inférieure, toutes choses égales par ailleurs, à une politique biaisée en sens inverse.

4. le rôle de court terme des rigidités nominales en change fixe

Mentionnons enfin que si une économie participe à un régime de change fixe, comme c'est le cas des pays membres de la zone Euro, et si les prix nominaux ne s'ajustent que graduellement, alors les politiques augmentant les coûts des exportateurs vont effectivement détériorer la balance commerciale et créer une récession pendant quelques années. Bien que ces effets soient transitoires, ils peuvent décourager un gouvernement de mettre en place de telles politiques, même si ces politiques peuvent être bénéfiques par ailleurs (comme dans le cas de la taxation environnementale). Dans le cas d'une union monétaire, on pourrait envisager une mise en œuvre simultanée de ces politiques, ce qui permettrait à la banque centrale commune de rétablir l'équilibre des comptes extérieurs en annulant la hausse des coûts par une dévaluation.

5. Application aux taxes environnementales

Dans cette section, nous abordons la question de l'effet des taxes environnementales sur « la compétitivité » à la lumière des considérations qui précèdent. Ces considérations s'appliquent à toutes les politiques économiques, mais dans le cas de l'environnement, certains facteurs spécifiques entrent en jeu. Ainsi, les principaux secteurs touchés par une taxe environnementale devraient être : l'industrie et les transports.

En ce qui concerne l'industrie, il s'agit de secteurs fortement exposés à la concurrence internationale, car la plupart des biens sont échangeables. Cela signifie que la taxation des émissions devrait être assez distorsive et se traduire par une désindustrialisation accélérée. Inversement, une taxation faible des émissions dans l'industrie devrait suffire à réduire substantiellement les émissions (mais aussi la production). Cela signifie que la taxe est efficace pour réduire les émissions mais qu'elle devrait rapporter peu.

Faut-il s'alarmer de l'impact négatif de la fiscalité environnementale sur l'emploi et la production dans l'industrie ? Dans une certaine mesure, cela

est le but recherché : la réduction des émissions passe en partie par une réallocation de l'activité économique vers des secteurs moins polluants tels que les services. Il est également vrai que les industriels devraient répondre à la taxation environnementale en utilisant la marge intensive, c'est-à-dire en faisant des investissements augmentant la propreté de leurs techniques. Mais ces investissements sont coûteux et beaucoup réduisent la productivité⁽²⁾, ce qui est problématique s'ils n'ont pas lieu dans les autres pays.

A priori, la taxe environnementale devrait donc entraîner un changement dans la spécialisation d'un pays au profit d'industries et de services non polluants : information, finance, tourisme, etc. Au niveau microéconomique, cela se traduit effectivement par une « perte de compétitivité » et une « perte d'emploi » pour les entreprises industrielles polluantes ; mais c'est précisément grâce à cela que les ressources seront réallouées vers les secteurs non polluants.

Pour revenir à la discussion de la section 3, on peut se demander si la désindustrialisation que crée la taxe sur la pollution n'est pas néfaste pour la croissance. Pour que cela soit le cas, il faudrait que les industries polluantes soient précisément celles qui engendrent les plus forts effets d'apprentissage. Il n'y a pas de raison de le penser, ni même que l'industrie en général soit plus « high-tech » que les services. Depuis 1995, par exemple, les États-Unis ont vu décoller leur croissance, ceci malgré la part prépondérante des services dans leur économie, part qui n'a cessé de s'accroître au cours de cette période. On a en outre montré que cette croissance américaine provenait bien de progrès technique et non de la simple augmentation des facteurs de production. Inversement, le Japon a connu une stagnation, bien que spécialisée dans des industries considérées traditionnellement comme plutôt « pointues »⁽³⁾.

En ce qui concerne les transports, on peut être amené à porter un jugement plus nuancé, dans la mesure où il s'agit d'une industrie de « réseau », importante pour le bon fonctionnement de l'ensemble de l'économie. Un « excès » de taxation de ce secteur pourrait réduire substantiellement la productivité dans tous les autres secteurs.

(2) L'idée de Porter d'après laquelle la réglementation environnementale accroît la productivité des entreprises a été réfutée empiriquement par Greenstone.

(3) Je remercie Olivier Blanchard pour avoir attiré mon attention sur ce point.

Complément E

Bien public global et instruments des politiques nationales unilatérales

Christine Cros et Sylviane Gastaldo

Ministère de l'Écologie et du Développement durable

Ce complément rappelle les conséquences du caractère de bien public global de certains problèmes d'environnement, dont l'exemple le plus emblématique est l'effet de serre. Il explique qu'une politique unilatérale d'environnement peut nécessiter le recours à une redistribution des recettes d'une taxe environnementale au *prorata* de la production des pollueurs (ou de façon équivalente d'une allocation initiale de permis au *prorata* de la production courante).

Puis le cas de l'effet de serre et de la dire «ctive « permis » est examiné : son texte permettrait d'ores et déjà à un État membre de réaliser une allocation de quotas d'émissions au *prorata* de la production courante, dans le cadre d'un montant d'émissions national fixé à l'avance. Toutefois les conditions d'un recours systématique à une telle approche mériteraient d'être consolidées.

1. Pollution globale et marges de manœuvre des politiques nationales : incidence

Face à une pollution qui présente un caractère de bien public global, une approche coordonnée au niveau international serait souhaitable, mais est rarement possible. Cependant, le comportement de passager clandestin de certains pays ne doit pas justifier l'inaction de ceux qui souhaitent maîtriser cette forme de pollution. Or c'est bien lorsqu'une zone met en place une politique unilatérale de lutte contre un polluant que les enjeux de compétitivité et de délocalisation apparaissent naturellement.

1.1. Rappel : effets d'une politique environnementale avec ou sans redistribution

Les émissions de polluant résultent du processus de production des entreprises. Les émissions peuvent être réduites, mais cet effort de réduction est obtenu à un coût croissant en fonction de la production et de l'ampleur de la réduction des émissions unitaires.

Face à une taxe sur les émissions, chaque entreprise choisit un niveau d'émissions tel que le coût marginal de réduction de ses émissions s'établit au niveau du taux de taxe. Par ailleurs, son offre de production est telle que :

- s'il n'y a pas de redistribution, le coût marginal de production est le même que si le pays appliquait une taxe individualisée à la production.
- s'il y a redistribution au prorata de la production, comme dans le schéma de la taxe suédoise décrite dans le cœur du rapport, le coût marginal de production est le même que si le pays appliquait une subvention individualisée à la production.

Si le prix de vente des produits est fixe, l'instauration d'une taxe environnementale se traduit par une baisse des émissions unitaires et :

- s'il n'y a pas de redistribution par une baisse de l'offre de l'entreprise ;
- s'il y a redistribution au prorata de la production, par une hausse de l'offre de l'entreprise.

Dans le cas d'absence de redistribution, les deux effets se cumulent et se traduisent par une diminution du volume des émissions, mais dans le cas de redistribution au prorata de la production l'effet quantitatif net est ambigu.

Si c'est un marché de permis qui est mis en place, l'entreprise qui reçoit initialement une quantité forfaitaire de quotas à titre gratuit, doit en fin de période détenir au moins autant de quotas que d'émissions réalisées. Face à un marché de permis, les entreprises adoptent le même comportement d'émissions et de production que face à une taxe sur les émissions. Le profit diffère cependant selon l'instrument retenu, puisque l'allocation gratuite de permis se traduit, à comportement inchangé de la firme, par une augmentation du profit à hauteur de la valeur marchande des quotas qui lui ont été alloués gratuitement.

Les États-Unis, dans les années quatre-vingt, ont construit un programme de suppression du plomb dans l'essence sur une base d'émissions spécifiques qui allouait davantage en fonction de la production. La deuxième partie de ce papier examine si ce schéma peut être appliqué aux émissions de gaz à effet de serre des entreprises européennes intensives en énergie, ce qui répondrait à la fois aux demandes de certains industriels qui espèrent des hausses de production, et aux craintes de certains détracteurs du Protocole de Kyoto qui voient un péril dans l'adoption unilatérale par l'Union européenne de la maîtrise des émissions de gaz à effet de serre de ses secteurs industriels et énergétiques.

Il y a une stricte équivalence entre la mise en place de deux instruments :

- fiscalité sur les émissions avec versement des recettes au prorata de la production ;
- marché de permis avec allocation gratuite de quotas relative à la production courante.

1.2. Renforcement unilatéral d'une politique environnementale

Soit un dommage provoqué par les émissions de deux pays et subis de la même manière par les habitants de ces deux pays. L'application d'une taxe pigouvienne (taxe sur les émissions à hauteur du dommage marginal, et dont les recettes sont forfaitairement redistribuées) dans les deux pays permettrait d'internaliser le coût des dommages dans le comportement des entreprises. Cependant un pays 2 peut ne pas vouloir mener une politique environnementale, alors qu'un pays 1 décide de lutter unilatéralement contre une pollution globale. Dans les négociations internationales sur le climat, les États-Unis se situent aujourd'hui dans la situation du pays 2. Le pays 1 renforce unilatéralement sa fiscalité environnementale. Il s'ensuit que :

- le prix du bien augmente et ce d'autant plus que les élasticités-prix des demandes et de l'offre étrangère sont faibles, ou que l'offre nationale est élastique ;
- les demandes des deux pays diminuent du fait de la hausse des prix et ce d'autant plus que l'offre du pays 1 est sensible aux prix et que la demande et l'offre du pays 2 sont inélastiques ;
- l'offre du pays 2 augmente du fait de la relance induite par la hausse du prix. Du fait que les émissions unitaires des entreprises du pays 2 restent au même niveau, cette relance induit mécaniquement une hausse des émissions du pays 2 d'autant plus prononcée que les demandes sont inélastiques et les offres sensibles au prix ;
- l'offre du pays 1 diminue et ce d'autant plus que l'offre nationale est
- les émissions unitaires du pays 1 diminuent, ce qui, combiné à la diminution de l'offre, provoque une forte réduction des émissions nationales.

Tous les effets sont d'autant plus accentués que les procédés du pays 1 sont polluants et que les procédés du pays 2 sont spontanément peu émetteurs.

Que l'on ait recours à la fiscalité ou à des quotas échangeables, le recours unilatéral à un instrument économique de régulation environnementale par un pays 1 entraîne une baisse des émissions, qui passe par trois mécanismes :

- des efforts de réduction qui dépendent des valeurs des techniques et des coûts correspondants des entreprises implantées dans le pays 1, mais aussi ;
- une réduction de l'offre dans le pays 1 par :
 - la modification du niveau d'activité globale d'autant plus forte que les demandes et l'offre du pays 1 sont inélastiques, que l'offre étrangère est sensible au prix et que les émissions unitaires de polluant sont

élevées ; la taxe est par ailleurs supportée par le côté relativement inélastique du marché ;

- la réallocation de la production entre les deux pays, d'autant plus forte que les courbes d'offre de la zone régulée sont élastiques.

Par rapport à une taxe ou un marché de permis harmonisé au niveau mondial, une politique environnementale unilatérale a moins d'effet sur les émissions et réduit l'offre des producteurs du pays mettant en place une politique unilatérale, ce qui fait monter le prix des produits, mais surtout, la réallocation de l'offre induite entre les deux pays n'est pas désirable, car cette augmentation du prix relance l'offre dans la zone où le coût des dommages associés aux émissions n'est pas internalisé.

1.3. Panoplie d'instruments à mettre en œuvre

On suppose que le pays 1 dispose d'instruments tarifaires (taxe à l'importation et subvention à l'exportation) qui lui permettent d'isoler les prix qui prévalent dans le pays. L'intégration de la contrainte de non-régulation dans le pays 2 peut être dépassée par l'application de la même taxe pigouvienne et la mise en œuvre d'un droit de douane et d'une subvention à l'exportation du même montant.

Les droits de douane et les subventions à l'exportation à mettre en place sont croissants en fonction du dommage marginal, du caractère polluant des processus de production dans le pays 2, de l'élasticité des offres dans le pays 2, et décroissants en fonction de l'élasticité-prix de la demande du pays 2.

On peut donc rétablir la politique environnementale à son niveau optimal si sa mise en place s'accompagne de la mise en œuvre d'un droit de douane et de subventions à l'exportation déconnectant les prix des deux zones, et corrigeant l'effet indésirable sur la réallocation de l'offre, par un effet de sens contraire. Bien qu'un tel droit de douane soit socialement souhaitable (au niveau mondial) puisqu'il ne vise qu'à éviter les dommages associés à l'offre des entreprises dans les zones qui n'ont pas mis en place de politique de régulation, son acceptabilité par l'Organisation mondiale du commerce (OMC) est sujette à caution, d'autant que cela remettrait éventuellement en cause l'habitude de ne pas considérer les procédés et méthodes de production.

Si l'isolement des prix de la zone n'est pas réalisable, la mise en œuvre d'une subvention à la production permet de dépasser le problème de la non-régulation de l'environnement dans le reste du monde.

Les taux de subvention à la production ou, de façon équivalente, les coefficients unitaires d'attribution de quotas gratuits à mettre en place sont donc croissants en fonction du dommage marginal, du caractère polluant des processus de production à l'étranger, de l'élasticité des offres à l'étranger, et décroissant en fonction des élasticité-prix des demandes.

2. Application à l'effet de serre et aux émissions des industriels français / européens dans le cadre de la Directive « permis »

Certains gaz permettent de piéger autour de la terre une partie de la chaleur du rayonnement solaire qu'elle réemet vers l'atmosphère. Ce phénomène, appelé effet de serre, est indispensable à la vie sur terre. Cependant l'accroissement des émissions anthropiques⁽¹⁾ de gaz à effet de serre se fait dans des proportions et à une rapidité telles qu'il va augmenter les concentrations de gaz à effet de serre dans l'atmosphère et entraîner une modification du climat au niveau de la planète jamais connue depuis 10 000 ans. Ce problème peut être considéré comme un idéal-type représentatif des problèmes provoqués par un bien public global car l'effet de serre n'est ni appropriable ni excludable : non seulement son bénéfice ou maléfice sur un pays n'empêche pas le bénéfice ou maléfice sur un autre pays, mais en plus, du fait que les gaz à effet de serre sont parfaitement assimilables dans l'atmosphère, il n'est pas possible d'exclure des bénéfices d'une action un pays qui ne serait pas prêt à en verser le prix. Il n'est donc pas possible de déterminer le niveau efficace de protection via le marché et c'est donc à l'ensemble des pays de fixer l'étendue de la protection du climat considérée comme collectivement désirable.

Cette caractéristique de bien public mondial de l'effet de serre est à l'origine de la convention cadre des Nations unies sur le changement climatique qui, au nom du principe de précaution, réunit l'engagement de 194 pays à « prévoir, prévenir ou atténuer les causes de changement climatique et en limiter les effets néfastes » (Art. 3).

2.1. Les engagements des pays industrialisés sont formulés en valeur absolue, et la Directive « permis » adopte cette même logique

La préservation d'un bien public nécessite la réduction institutionnelle de ce bien ou de ses caractéristiques à un bien ou service appropriable dont la gestion de la rareté pourra être organisée suivant des méthodes courantes : rationnement quantitatif ou fixation d'un prix. Dans le cas du maintien de l'effet de serre dans certaines proportions, il ne s'agit pas d'approprier l'atmosphère mais de limiter l'usage de sa capacité d'absorption, en d'autres termes de limiter les émissions de gaz à effet de serre. Cet objectif pouvait être atteint par un rationnement quantitatif des émissions de gaz à effet de serre ou par l'imposition d'un prix à chaque émission. Les négociations internationales qui ont abouti au Protocole de Kyoto ont finalement opté pour la première solution de maîtrise quantitative, qui est la plus traditionnelle sur

(1) Dues aux activités humaines.

la scène internationale⁽²⁾ en environnement : 38 pays industrialisés ont pris des engagements quantitatifs de limitation de leurs émissions de gaz à effet de serre à l'horizon 2008-2012. Ces engagements quantitatifs sont assortis de mécanismes de flexibilité autorisant les États à échanger des quotas. Cette possibilité d'échange permet, comme l'aurait fait une taxe internationale, d'homogénéiser les coûts de réduction au niveau international, et de fixer donc un prix collectif à l'émission de gaz à effet de serre, même si ce prix n'est pas connu *ex ante*.

Au 15 avril 2004, le Protocole de Kyoto n'est toujours pas en vigueur, et les pays qui l'ont ratifié ne seront liés par leurs engagements que lorsqu'il entrera en vigueur. Cependant les délais nécessaires à l'infléchissement de trajectoires d'émissions de gaz à effet de serre dépendent de contextes économiques structurants qui ne peuvent être modifiés qu'à moyen voire long terme pour certains secteurs. C'est pourquoi il est nécessaire de prendre des mesures sans attendre.

La Communauté européenne a ratifié le Protocole en tant que telle et s'est engagée à réduire les émissions de gaz à effet de serre du quinquennat 2008-2012 de 8 % par rapport à celles de 1990. Pour cela, elle a mis en place un programme européen sur le changement climatique. Dans ce cadre, elle a adopté le 13 octobre 2003 la Directive 2003/87/CE établissant un système d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre. Le choix de cette politique répond à plusieurs préoccupations :

- la mise en place d'un cadre communautaire unique afin qu'il n'y ait pas de distorsions de concurrence entre installations localisées dans différents États membres ;
- la définition d'une politique qui permette de préserver la compétitivité des secteurs soumis à la concurrence internationale ;
- l'apprentissage de la maîtrise de l'instrument de marché qui prévaudra lors de l'entrée en vigueur des accords internationaux.

La Directive met en place un système fondé sur deux piliers distincts. D'une part elle instaure un dispositif d'autorisation pour les émissions de gaz à effet de serre, qui s'applique à certaines activités exercées par les installations classées, et fixe des obligations de surveillance et de contrôle des émissions pour les installations visées ; et d'autre part elle crée des quotas d'émissions de gaz à effet de serre représentatifs de l'émission d'une tonne de dioxyde de carbone. Ces quotas sont transférables.

Un exploitant est tenu de restituer à son État d'origine, chaque année, un nombre de quotas égal au total des émissions de gaz à effet de serre de ses installations. Si l'exploitant n'est pas en conformité avec cette obligation, il doit payer une amende et restituer, l'année suivante les quotas manquants.

(2) Il se trouve cependant que dans le cas de l'effet de serre qui est une pollution de stock dont les dommages évoluent peu en fonction des réductions immédiates d'émissions, la courbe de dommage marginal est assez plate, et que dans ce cas, c'est l'instrument de maîtrise des coûts que les économistes auraient préconisé. Pour voir cet argument développé, se référer au rapport n° 39 du CAE rédigé par Roger Guesnerie sur « Kyoto et l'économie de l'effet de serre », publié à la Documentation française en 2003.

Les quotas sont alloués de manière prévisionnelle par un plan national d'affectation de quotas (PNAQ). Ce plan est élaboré pour une première période de trois ans (2005-2007), et ensuite pour des périodes de cinq ans qui devraient correspondre aux périodes d'engagement des pays sur la scène internationale. Le PNAQ fixe la quantité maximale de quotas affectés par installation en fonction des engagements internationaux pris dans le cadre du Protocole de Kyoto, mais aussi des prévisions d'évolution de la production des activités, des possibilités techniques et économiques de réduction des émissions, et du respect des règles de la concurrence. Les quotas sont ensuite délivrés aux exploitants de manière annuelle. Le jeu des dates de délivrance annuelle des quotas assure une fongibilité temporelle de fait à l'intérieur des périodes. Ce n'est qu'à la fin d'une période qu'un exploitant pourrait se retrouver en infraction avec ses obligations de restitution de quotas.

À partir de la seconde période, les quotas inutilisés durant une période pourront être reportés à la période suivante. La Directive ne statue pas sur la reconduction de quotas qui n'auraient pas été utilisés en première période pour la seconde période. Elle laisse le choix ouvert aux États membres.

À partir de la seconde période, les États membres pourront appliquer la Directive à des activités, installations ou gaz qui ne sont pas couverts par le champ d'application prévu pour la première période.

Deux dispositions transitoires ont été introduites :

- lors de la première période, certaines installations visées par le champ d'application de la Directive peuvent être exclues sous condition qu'elles soient soumises à des exigences équivalentes en termes de surveillance et de limitation des émissions. Elles doivent également être soumises aux mêmes sanctions que les installations couvertes par le système en cas d'infraction avec leurs engagements ;
- plusieurs exploitants peuvent demander à l'État de mettre en commun la gestion de leurs quotas.

Suite au rationnement quantitatif des émissions de gaz à effet de serre introduit sur la scène internationale, la Directive a donc mis en place un marché de quotas qui peut fonctionner au niveau communautaire de manière indépendante : ce ne sont pas les mêmes types d'unités qui s'échangent sur les deux marchés. Ce système pourra s'étendre en reconnaissant d'autres systèmes nationaux de pays ayant ratifié le Protocole de Kyoto. Enfin, un amendement à la Directive est en cours de discussion au Conseil et au parlement européens, amendement qui permettrait aux industriels d'utiliser les crédits issus des mécanismes projet du Protocole de Kyoto pour remplir leurs obligations quantitatives dans le cadre de la Directive. L'effet conjugué de ces deux éléments, devrait conduire à une homogénéisation des prix des unités en circulation sur les scènes internationale et communautaire, c'est-à-dire vers la préservation d'un prix unique à l'utilisation du bien public qu'est l'atmosphère.

2.2. Un État membre pourrait, dès 2008 et tant qu'il ne dépasse pas la quantité totale annoncée, distribuer des quotas à ses installations industrielles en fonction de leur production

La Directive a ceci de paradoxal qu'elle met en place un instrument de régulation quantitatif mais ne fixe aucune quantité par elle-même. En cohérence avec leurs engagements nationaux, les États membres de la communauté doivent déterminer les limites quantitatives de manière subsidiaire lors de l'élaboration de leur PNAQ. Les modalités d'élaboration et d'acceptation des plans sont établies aux articles 9, 10 et 11, et les règles générales qu'ils doivent respecter sont édictées à l'Annexe III de la Directive.

L'article 10 établit que 95 % des quotas alloués lors de la première période et 90 % lors de la seconde doivent l'être à titre gratuit. Rien n'est précisé à ce propos pour les périodes ultérieures.

Les paragraphes 1 et 2 de l'article 11 stipulent que l'État membre doit décider avant le début d'une période de la quantité maximale qu'il va allouer ainsi que l'attribution de ces quotas à chaque exploitant. Le paragraphe 4 de l'article 11 explique que la délivrance de fractions de la quantité totale de quotas est effectuée sur une base annuelle. L'article 11 procède donc en trois temps :

- l'allocation de quotas, qui fixe la quantité maximale de quotas à distribuer et est déterminée avant le début d'une période ;
- l'affectation de quotas qui est la répartition de l'allocation prévisionnelle entre installations qui est également déterminée avant le début d'une période ;
- la délivrance de quotas qui est le moment de transfert d'un droit véritable à un exploitant et qui est effectuée chaque année.

Le paragraphe 4 de l'article 11 contraint la quantité maximale de quotas délivrés à rester dans l'enveloppe globale établie aux paragraphes 1 et 2 du même article. Il ne dit rien cependant sur les modalités de répartition annuelle des quotas.

La répartition qui devrait⁽³⁾ être retenue dans le PNAQ français lors du premier plan d'allocation est prévue sur la base de formules du type suivant :

$$(1) \quad d_j = \frac{[a_j \cdot q_{j(2005-2007)} \cdot z_{j(0)} / q_{j(0)}]}{\sum_j [a_j \cdot q_{j(2005-2007)} \cdot z_{j(0)} / q_{j(0)}]} \cdot d$$

$$(2) \quad d_{ij} = \frac{z_{i(0-n)}}{\sum_{i \text{ fabrique } j} [z_{i(0-n)}]} \cdot d_j$$

(3) À la date de rédaction de cet article, le PNAQ était encore en discussions.

avec :

d	quantité totale de quotas du plan d'allocation ;
d_{ij}	quantité de quotas affectés gratuitement au secteur j ;
	quantité de quotas affectés gratuitement à l'installation i du secteur j et allouée chaque année ;
a_j	coefficient de progrès technique affecté au secteur j ;
$z_{j(0)}/q_{j(0)}$	émissions spécifiques ⁽⁴⁾ du secteur j , au cours de l'année de référence historique, notée 0 ;
$z_{i(0-n)}$	émissions (historiques) de l'installation i du secteur j lors de l'année $(0 - n)$;
$q_{j(2005-2007)}$	anticipations de la production du secteur j en moyenne annuelle sur la période [2005-2007].

Une enveloppe globale (d) est d'abord déterminée afin que la maîtrise des émissions des installations couvertes par la Directive soit intégrée dans la politique globale de respect des engagements pris lors de la ratification du Protocole de Kyoto. L'équation (1) décrit ensuite la répartition des quotas entre secteurs en fonction des potentiels technologiques des secteurs et de leurs prévisions de production, tout en respectant la limite quantitative fixée par l'enveloppe globale. L'équation (2) décrit enfin la répartition des quotas du secteur entre les installations concernées au *prorata* de leurs émissions historiques.

Conformément au texte de la Directive, cette méthode d'allocation fixe précisément *ex ante* la quantité totale de quotas par installation. La croissance de la production a tendance à faire augmenter les émissions de gaz à effet de serre. Cette tendance peut être contrebalancée par des améliorations technologiques ou des substitutions de combustibles. Or l'objectif de la politique mise en place est avant tout d'inciter les industriels à développer des technologies moins émettrices. L'incitation serait donc plus clairement orientée sur les améliorations technologiques si l'allocation peut être augmentée en fonction de l'évolution de la production.

La transposition de la Directive en droit français prévoit que la délivrance des quotas pourra être modulée en fonction d'augmentations de production. La modulation n'est pas clairement précisée, mais il s'agirait pour la première période, au lieu de distribuer le tiers de l'enveloppe individuelle chaque année, d'en distribuer davantage les premières années et moins la dernière, le total restant inchangé.

Dans la logique par étapes retenue, il y a deux endroits où une indexation sur la production pourrait être introduite : dans l'allocation sectorielle ou dans l'allocation par installation. L'indexation ne peut pas se faire sur la production courante parce que les quotas sont, d'après le texte précis de la Directive, distribués sur une base annuelle et *ex ante*. Or on ne peut connaître la production de l'année dès le début de celle-ci. La délivrance des quotas d'une année est réalisée au 28 février de cette même année, date à

(4) Les émissions spécifiques sont les émissions liées à la production d'une unité de produit.

laquelle on connaît au mieux la production de l'année précédente. C'est pourquoi les mécanismes d'indexation proposés par la suite reposent sur la production de l'année précédente, voire plus ancienne.

2.2.1. Indexation de l'allocation sectorielle à la production

Il suffit de remplacer la production moyenne annuelle anticipée $q_{j(2005-2007)}$ par la production de l'année précédente $P_{(t-1)}$ dans l'équation (1). Elle devient alors :

$$(3) \quad d_j = \frac{\sum_j [a_j \cdot q_{j(t-1)} \cdot z_{j(0)} / q_{j(0)}]}{\sum_j [a_j \cdot q_{j(t-1)} \cdot z_{j(0)} / q_{j(0)}]} \cdot d$$

Cette formule combinée avec (2) aurait un effet amplificateur de substitutions sectorielles. En effet, si la production d'un matériau A est fortement émettrice de gaz à effet de serre, et que celle d'un matériau B qui peut lui être substitué est moins émettrice, la mise en place du marché de permis, en appliquant le même coût social de la tonne de carbone aux deux types de production va conduire à une diminution des parts de marché du premier par rapport au second. Cet effet serait amplifié par une indexation sectorielle de la production.

Cette indexation a cependant un effet limité au niveau individuel, puisqu'elle capture l'évolution relative de la production d'un secteur par rapport à un autre, mais ne tient pas compte, au sein d'un secteur, de l'évolution relative des productions des installations. Si, dans un même secteur, une installation voit sa production augmenter et une autre diminuer dans les mêmes proportions, alors la production totale du secteur ne bouge pas, donc l'allocation sectorielle n'en tient pas compte l'année suivante. Dans ce cas, les installations qui ont augmenté leur production s'en trouvent relativement pénalisées, alors que celles qui ont réduit leur production bénéficient du dynamisme moyen du secteur. Autrement dit, le mécanisme d'allocation individuelle ne favorise pas directement les évolutions techniques, et propose même un effet de distribution qui va en sens inverse de l'évolution de production.

2.2.2. Indexation de l'allocation par installation sur la production, à enveloppe sectorielle constante

Il suffit d'indexer l'équation (2), autrement dit l'allocation par installation au sein d'un secteur, sur la production passée. Elle devient alors :

$$(4) \quad d_{ij} = \frac{z_{i(0-n)} \cdot q_{ij(t-1)}}{\sum_{i \text{ fabrique } j} [z_{i(0-n)} \cdot q_{ij(t-1)}]} \cdot d_j$$

Cette formule combinée avec (1) a un effet incitatif au niveau individuel de la réduction d'émissions par le biais technologique au lieu d'une réduction de production. Elle a cependant tendance à limiter les substitutions sectorielles.

2.2.3. Indexation de l'allocation par installation sur la production, à enveloppe sectorielle indexée

Il suffit d'adopter à la fois (3) et (4). La combinaison de ces deux indexations permet d'infléchir l'incitation vers le progrès technologique vu d'une manière large, c'est-à-dire en incluant la comparaison de technologies de production de biens distincts mais substituts.

Ces trois modes d'indexation permettent de respecter la détermination préalable de la quantité totale de quotas *ex ante*, quantité qui doit être précisée en valeur absolue dans le PNAQ, conformément aux articles 9 et 11 de la Directive. Ils ne respectent cependant pas à la lettre la disposition du paragraphe 1 de l'article 11 qui précise que l'État attribue les quotas *ex ante* à chaque installation. Cependant le paragraphe 2 de ce même article ne demande que de « lancer le processus d'attribution ». Cette rédaction peut laisser penser qu'une formule d'indexation serait compatible avec le lancement du processus d'attribution, à partir de la seconde période. Ces formules seraient en conformité avec l'Annexe III de la Directive qui met l'accent sur les potentiels technologiques de réduction des émissions. De plus, elles pourraient être justifiées par la volonté de préserver la croissance industrielle en tenant compte de la compétitivité internationale, justification reconnue valable par le paragraphe 11 de l'Annexe III : « Le plan peut contenir des informations sur la manière dont on tiendra compte de l'existence d'une concurrence de la part des pays ou entités extérieurs à l'Union. ».

Si une telle évolution était retenue, l'évocation de cette possibilité dans le rapport d'étape que la Commission doit réaliser sur la mise en œuvre de la Directive serait utile, pour en apprécier les conditions d'utilisation systématique, et éventuellement l'opportunité d'une harmonisation sur ce point.

Complément F

Politiques de protection de l'environnement, compétitivité et décisions d'investissement

Richard Baron

IDDRI

Nicolas Riedinger

Ministère de l'Écologie et du Développement durable

Les liens entre politiques de protection de l'environnement et compétitivité ont fait l'objet d'une littérature abondante et souvent contradictoire. Deux grandes questions sont généralement étudiées, qui illustrent cette contradiction :

- Une politique ambitieuse de protection de l'environnement peut-elle devenir un atout compétitif ? C'est l'hypothèse dite de Porter (Porter, 1991) ;
- Les territoires où la réglementation environnementale est la moins exigeante sont-ils plus attractifs pour les firmes ?

D'un côté, nous trouvons l'hypothèse qu'une politique environnementale exigeante entraînerait des gains de compétitivité en induisant une modernisation de l'appareil productif, de l'autre, la logique selon laquelle toute réglementation environnementale serait génératrice de coûts additionnels de production et donc un obstacle à la compétitivité. Notons que ces deux questions reposent sur une définition unique, implicite, de la compétitivité : la faiblesse des coûts de production relatifs à ceux des compétiteurs. Porter y ajoute, il est vrai, la notion de qualité des produits. D'autres indicateurs peuvent être utilisés pour mesurer la compétitivité des firmes (ou des États) comme la création d'emplois.

Nous proposons ici un survol de ces questions à partir de la littérature théorique et empirique récente. Certains articles couvrent des questions connexes, comme celle des liens entre ouverture des échanges internationaux et performance environnementale des États. Elles renvoient toutes à des degrés divers à l'argument d'« éco-dumping » – la tentation qu'aurait un pays à limiter la portée de la réglementation environnementale pour permettre l'expansion d'activités compétitives sur les marchés internationaux.

1. Fiscalité environnementale et stratégie commerciale

1.1. L'hypothèse de Porter : un débat qui reste théorique ?

« Exacting [environmental] standards seem at first blush to raise costs and make firms less competitive... This may be true if everything stays the same except that expensive pollution control equipment is added. But everything will not stay the same. Properly constructed regulatory standards... will encourage companies to re-engineer their technology. The result in many cases is a process that not only pollutes less but lowers costs or improves quality » (Porter, 1991).

Porter énonce ici clairement ce qu'il entend par compétitivité, une notion qui s'applique à la firme et ne relève donc pas de l'intérêt général. De fait, toute réglementation environnementale se justifie du point de vue du coût pour la société dès lors que certaines externalités d'environnement négatives sont présentes. La correction de ces externalités entraîne logiquement une amélioration du bien-être. Les entreprises soumises à cette nouvelle réglementation sont-elles pour autant avantagées par rapport à leurs concurrentes ? Il s'agit de deux questions indépendantes. C'est sur cette dernière que Porter apporte une réponse.

Des travaux ont soumis cette hypothèse à une approche théorique rigoureuse, dans un cadre néoclassique standard. Les résultats, résumés ci-dessous, sont très divers.

Simpson et Bradford (1996) testent les effets d'une taxation environnementale volontairement plus élevée que ce que justifierait l'approche pigouvienne, selon laquelle la taxe doit être fixée au niveau du bénéfice marginal environnemental qu'elle permet d'atteindre. Cette taxe aurait deux effets : un effet direct sur le coût de production, néfaste à la compétitivité, mais aussi un effet indirect en encourageant l'innovation. Pour qu'une telle taxe permette une amélioration de la position compétitive du producteur, il faut supposer que les investissements d'innovation sont inadéquats. La taxe vient alors corriger le choix non rationnel du producteur et améliorer le bien-être du pays qui prend cette mesure en améliorant la compétitivité internationale de son producteur. En revanche, dans un modèle de stratégie d'échanges à deux pays avec des producteurs rationnels, c'est-à-dire fournissant un effort d'innovation approprié, les gouvernements auraient intérêt à pratiquer un dumping écologique en taxant la pollution en deçà du niveau pigouien. À supposer que les investissements d'innovation soient inadéquats, d'autres instruments seraient disponibles pour corriger cette situation et l'effet d'une taxe sur la pollution serait bien difficile à prévoir compte tenu de la variété des activités productrices que celle-ci toucherait. Simpson et Bradford concluent que si, sous certaines hypothèses théoriques, la politique environnementale peut conférer un avantage compétitif, celles-ci sont loin d'être habituellement remplies. Mieux vaut travailler à une répartition plus efficace de la charge environnementale plutôt que prétendre qu'il est possible d'améliorer la qualité de l'environnement à un coût négatif. On retrouve là le débat sur le double dividende.

Une analyse fine des mécanismes d'ajustement des firmes à un renchérissement des coûts variables sous l'effet d'une taxe à la pollution fournit un éclairage plus subtil. Xepapadeas et de Zeeuw (1999) décrivent les décisions d'équipement entraînées par la réglementation et en quoi elles peuvent affecter la profitabilité des firmes. En premier lieu, ces auteurs montrent que la taxe entraînerait une augmentation de la productivité, par le biais d'une modernisation du capital productif. Qu'en est-il des profits nets ? Deux effets entrent en jeu : d'une part, une réduction de la taille de l'activité (augmentation des coûts oblige), d'autre part une modernisation par l'adoption de moyens de production plus modernes que le capital installé – encore faut-il que la réglementation s'applique à l'entièreté du stock de capital, c'est-à-dire qu'il n'y ait pas d'exemption pour le capital existant. Si la réglementation est coûteuse pour la firme (coût « direct »), trois mécanismes sont également en œuvre :

- une réduction de taille entraîne une hausse des prix des produits (effet de rareté) ;
- la productivité croît ;
- les émissions baissent plus du fait de la réduction de taille et la modernisation, d'où un niveau de taxe optimal moins élevé que nécessaire sans ces effets (on a affaire à un modèle bouclé).

Au total, cette analyse théorique ne confirme pas que la taxe environnementale serait une stratégie doublement gagnante mais montre qu'en entraînant une modernisation (un rajeunissement) du capital productif, elle aurait un effet sur les profits moins négatif que prévu. Ainsi, l'arbitrage entre compétitivité et fiscalité environnementale ne serait pas si défavorable à cette dernière qu'il y paraît.

Une autre hypothèse amène à confirmer la thèse de Porter, sans recourir à la rationalité limitée des producteurs comme le font Simpson et Bradford. Toujours dans le cadre d'un jeu non coopératif impliquant deux économies, Greaker (2003) montre que s'il existe des rendements d'échelle croissants dans la technologie de réduction de la pollution (autrement dit si la pollution est un facteur de production inférieur), le coût marginal de production sera décroissant pour certains niveaux de dépollution. Même si le coût total augmente avec l'introduction de la réglementation antipollution, cette situation justifierait que la taxe soit poussée au-delà de ce que recommande Pigou, confirmant ainsi l'hypothèse de Porter. Dans le cas où la pollution est un facteur de production normal c'est une stratégie de *dumping écologique* qui l'emportera⁽¹⁾.

(1) Greaker évalue également les implications d'un mode coopératif et conclut que dans le cas du bien inférieur – présence d'économies d'échelle dans la technologie de réduction de la pollution – la coordination internationale n'est pas souhaitable. Elle entraînerait, au contraire, un relâchement de la contrainte environnementale – et un niveau de bien-être global inférieur, d'autant que les gouvernements favoriseraient un assouplissement de la concurrence internationale et, ce faisant, la création d'une sorte de monopole regroupant leurs industries respectives.

Le résultat novateur est tempéré par Greaker qui souligne, entre autres, que le point de départ de la firme est généralement un taux de taxe nul, et non l'application d'une taxe pigouvienne. Il y a donc un coût direct pour la firme qui se voit appliquer cette taxe (et plus, si l'on suit l'hypothèse de Porter). Enfin, les hypothèses de concurrence imparfaite utilisées pour parvenir à cette conclusion ne correspondent pas nécessairement à la situation du marché international pour telle ou telle industrie. En conclusion, « *[the results] should not be regarded as a general recommendation for strategic environmental policy [...] Governments should not distort their environmental policy for strategic reasons. However, given that emissions may be an inferior factor, politicians should a priori be less afraid of introducing a sufficiently stringent environmental policy* ».

1.2. Protection de l'environnement et libéralisation des échanges

Dans ce qui précède, nous nous demandions si une politique agressive de protection de l'environnement pourrait renforcer la position compétitive des entreprises domestiques. Il est également pertinent de voir en quoi les politiques commerciales peuvent, en retour, affecter les politiques environnementales domestiques. Autrement dit, la libéralisation des échanges est-elle synonyme de course au moins-disant environnemental, c'est-à-dire d'*éco-dumping* ? Cette question a été posée très directement lors de la création de l'accord de libre-échange nord-américain (ALENA) : la crainte était que celui-ci encouragerait les nouveaux partenaires commerciaux à relâcher leur politique de protection de l'environnement pour améliorer leur position compétitive.

Le cas étudié par Burguet et Sempere (2003) est celui de deux économies qui décident d'ôter leurs barrières douanières tarifaires, dans le cadre d'une concurrence imparfaite (avec possibilité d'*éco-dumping*). Deux mécanismes sont en jeu dans ce cadre théorique, avec un effet ambigu *a priori* :

- la baisse des droits de douane augmente la production et avec elle le dommage environnemental. De ce fait, cela devrait inciter à un retour vers une protection douanière. Mais la baisse de droits de douane entraîne également une baisse des prix, et donc une amélioration de la position concurrentielle qui réduit l'incitation à relâcher la politique environnementale, qui serait un autre moyen d'arriver à ce résultat ;
- des revenus fiscaux moindres du fait de l'abandon des droits de douane poussent les gouvernements à favoriser l'exportation plutôt que l'importation (celle-ci n'étant plus source directe de revenus) et donc à améliorer la compétitivité des entreprises domestiques, par exemple en relâchant la contrainte environnementale qui pèse sur elles.

Ces auteurs concluent que si l'instrument de politique environnementale est une taxe et non une norme d'émission, la réduction bilatérale des barrières douanières aura un effet positif sur le bien-être – en partie parce qu'une norme ne génère aucun revenu. Mais la question centrale est de savoir si la libéralisation des échanges internationaux entraînera une baisse de la pres-

sion environnementale ou non. Cela dépendra de la convexité de la courbe du dommage environnemental : plus celle-ci est convexe, plus le coût social marginal d'une augmentation de la pollution causée par la croissance de la production sera important. D'où une incitation à une plus grande sévérité environnementale. Dans ce cas, une libéralisation bilatérale des échanges n'entraînera pas d'*éco-dumping*, au contraire. Dans les autres cas, c'est ambigu. La conclusion des auteurs est : « *there is no special reason to expect environmental regulation to be less stringent as a result of trade agreements* » (Burguet et Sempere, 2003).

Une fois encore, le cadre d'analyse suppose une politique environnementale optimale, le gouvernement ajustant la taxe aux émissions en fonction du coût social de la pollution, hypothèse qui n'est pas toujours satisfaite dans les faits. Il faut également tenir compte de transferts qui viendraient en compensation de la réglementation environnementale. Eliste et Fredriksson (2002) essayent de confirmer empiriquement l'hypothèse suivante : les transferts gouvernementaux sont-ils corrélés positivement à la sévérité des politiques environnementales ? L'idée sous-jacente est que les pollueurs recevraient une compensation pour leurs efforts de dépollution. Ainsi, un accroissement apparent de la contrainte environnementale n'aurait pas d'effets négatifs sur la position compétitive de tel ou tel pays, estimée à partir de variations dans les échanges internationaux. Cette hypothèse est testée sur des données en coupe couvrant le secteur agricole de 62 pays pour l'année quatre-vingt-dix. Les observations confirment bien qu'une réglementation environnementale plus sévère s'accompagne de transferts plus importants vers les sources réglementées, dans le cas du secteur agricole. Eliste et Fredriksson notent qu'il faudrait évidemment tester cette hypothèse de compensation dans le secteur manufacturier⁽²⁾. La justification de telles compensations est également à considérer, à la lumière des résultats énoncés plus haut.

Böhringer et Rutherford (1997) s'interrogent à ce sujet sur l'efficacité d'éventuelles exemptions à une taxation du CO₂ appliquée sur l'Allemagne, les industries fortement émettrices bénéficiant d'exemptions. Ils concluent à partir d'un modèle d'équilibre général calculable que ces exemptions ne seraient pas efficaces pour préserver l'emploi dans les industries fortement émettrices. Mieux vaut-il, pour limiter le coût social de cette mesure de protection de l'environnement, taxer uniformément les émissions et recycler de manière ciblée les revenus afin de maintenir l'emploi peu qualifié dans les secteurs les plus vulnérables (le résultat est Pareto supérieur à celui obtenu grâce à une politique d'exemptions). Cette politique sera également plus efficace pour préserver les flux d'exportation qu'une politique d'exemption. Ce résultat souligne à nouveau l'importance du mode de recyclage des revenus dégagés par la fiscalité environnementale.

(2) Il serait intéressant de reformuler le cadre théorique développé par Eliste et Fredriksson dans le cas d'un système de permis d'émissions négociables – plutôt qu'une taxe –, où une allocation gratuite des permis correspond à un transfert de rente qui peut compenser pour partie les efforts encourus pour atteindre les objectifs d'émissions.

2. Régulations environnementales, choix de localisation et échanges commerciaux : l'évidence empirique

La crainte que la libéralisation des échanges n'engendre un phénomène d'*éco-dumping* n'a pas seulement généré une littérature théorique sur les stratégies optimales des États. Elle a également conduit à s'interroger plus en amont et plus empiriquement sur l'impact des régulations environnementales sur l'attractivité des territoires. Certains travaux traitent cette question à un niveau microéconomique, en étudiant l'impact des régulations environnementales sur les choix de localisation des unités de production. D'autres, de nature plus macroéconomique, examinent dans quelle mesure les différences de sévérité environnementale entre pays influent sur la structure de leurs échanges commerciaux.

2.1. Choix de localisation des unités de production

2.1.1. Localisation à l'intérieur des États-Unis

Beaucoup de travaux ont porté sur l'impact de la sévérité de la régulation environnementale sur le choix de localisation des activités industrielles aux États-Unis (l'unité d'observation géographique étant soit l'État soit le comté, *cf. infra*). Ils mettent typiquement en regard, d'une part, le nombre de créations d'établissements ou bien d'investissements directs étrangers, et d'autre part, un indicateur de la sévérité environnementale, en tenant compte d'autres facteurs pouvant influer sur les coûts de production ou plus généralement sur les profits tels que le salaire moyen ou le taux d'imposition des bénéfices. On distingue généralement deux vagues de travaux. Les plus récents tendent à conclure à un impact significatif de la régulation environnementale sur la localisation. Ils contrastent avec d'autres études plus anciennes, datant de la fin des années quatre-vingt ou du début des années quatre-vingt-dix, qui trouvaient des effets soit non statistiquement significatifs soit d'ampleur très faible (Bartik, 1988, McConnell et Schwab, 1990, Duffy-Deno, 1992, Friedman et *alii* 1996 ainsi que la revue de littérature de Jaffe et *alii*, 1995).

Jeppesen et *alii* (2002) ont effectué une méta-analyse à partir des résultats de douze de ces études, notamment afin d'expliquer les divergences entre les deux vagues. Ils se demandent en particulier si elles sont liées à des différences relatives plutôt à la méthodologie ou plutôt à la période d'observation. Leur conclusion la plus robuste est que les études en coupe (i.e. qui reposent sur des comparaisons à un instant donné) conduisent à conclure à des effets moindres que celles qui exploitent des données de panel (i.e. qui reposent sur des comparaisons d'évolutions dans le temps). L'interprétation naturelle de ce résultat est que les études en coupe souffrent d'un biais d'hétérogénéité inobservée : les territoires historiquement les plus attractifs (pour des raisons autres que la politique environnementale) ont tendance à concentrer davantage d'activités industrielles, et donc davantage

de pollution, ce qui incite à réguler davantage. La corrélation positive entre attractivité et sévérité environnementale ainsi induite brouille la causalité inverse à laquelle on s'intéresse. L'exploitation de données de panel permet d'atténuer ce type de biais. Le recours croissant à ce type de données peut, par conséquent, expliquer au moins en partie les divergences entre les deux vagues de travaux mentionnées.

Néanmoins, les résultats de la mété-analyse précitée suggèrent également que la période d'observation pourrait jouer un rôle. Toutes choses égales par ailleurs, on décèlerait plus souvent un effet significatif lorsque l'on utilise des données postérieures à 1980. Cette dernière conclusion, bien que conforme à l'intuition puisque la réglementation a été significativement durcie à la fin des années soixante-dix aux États-Unis, est cependant statistiquement fragile.

Ces éléments de réponse ne closent pas le débat pour autant. Un résultat troublant de plusieurs des travaux qui trouvent un impact significatif de la régulation environnementale est que les industries non polluantes sont autant affectées que les industries polluantes. C'est le cas notamment de Levinson (1996), Gray (1997), List et Co (2000) et, en partie, de Keller et Levinson (2003)⁽³⁾. Ceci jette un doute sur les conclusions de ces analyses et peut suggérer qu'elles ne contrôlent pas suffisamment bien les autres déterminants de l'attractivité. Ainsi, elles attribueraient de manière erronée à la régulation environnementale un effet qui serait imputable à un facteur inobservé et corrélé avec la sévérité environnementale (biais de variable omise). Une exception notable est l'étude de Becker et Henderson (2000) qui met en évidence un effet significatif dans quatre industries parmi les plus polluantes (chimie organique, réservoirs métalliques, plastiques, fabrication d'articles en bois) et un effet nul dans quatre industries parmi les plus propres. Une explication peut résider dans le fait que cette étude, contrairement aux quatre précédentes, se situe au niveau des contés et non des États⁽⁴⁾. Dans la mesure où les choix politiques déterminant l'environnement institutionnel des entreprises s'appliquent aux niveaux national ou fédéral mais non à celui des contés, elle semble en effet *a priori* moins sujette aux biais de variable omise.

Par ailleurs, si la quasi-totalité des travaux récents décèlent un effet significatif, sa quantification demeure délicate, notamment parce que les indicateurs de sévérité environnementale ne sont pas toujours comparables entre eux. Becker et Henderson estiment que le fait pour un conté d'être davantage régulé suite au non-respect des objectifs requis entraîne une baisse

(3) Dans la dernière étude citée, les auteurs exploitent alternativement deux sources de données sur les investissements directs étrangers. Seule l'une d'entre elles conduit à la conclusion que les industries polluantes sont davantage affectées.

(4) Les auteurs exploitent le fait que, depuis 1977, les contés qui ne satisfont pas certains objectifs environnementaux se voient imposer une réglementation plus stricte. La situation des contés par rapport au respect des objectifs est réexaminée chaque année.

du nombre d'établissements nouveaux comprise entre 26 et 45 % dans les quatre secteurs les plus polluants. List et *alii* (2003) trouvent des effets encore plus forts : la perte en termes de créations pour les contés davantage régulés s'élèverait entre 0,7 et 1,3 établissement ayant une activité polluante par an, ce qui est considérable puisqu'en moyenne un conté reçoit chaque année 0,4 établissement nouveau de ce type. Néanmoins, alors que l'estimation de Becker et Henderson repose sur l'observation de tous les contés des États-Unis au cours de huit années entre 1963 et 1992, celle de List et *alii* est fondée sur à peine une trentaine d'observations⁽⁵⁾. Les résultats de cette dernière étude doivent donc sans doute être considérés avec davantage de prudence. Keller et Levinson (2003) évaluent, quant à eux, l'effet de la régulation environnementale sur le montant d'IDE reçus. Leur indicateur de sévérité environnementale est calculé à partir des dépenses de protection de l'environnement engagées par les entreprises des différents États, en tenant compte de la répartition géographique inégale des différentes industries. Ils concluent qu'un doublement des dépenses antipollution entraînerait une baisse de moins de 10 % des investissements directs étrangers, ce qu'ils jugent comme un effet modeste.

On peut enfin citer deux études qui se distinguent des précédentes en ce qu'elles examinent le niveau de l'emploi plutôt que les créations d'entreprises ou les IDE. Leurs résultats sont opposés. Morgenstern et *alii* (2002) mettent en évidence un effet modeste des régulations environnementales, dont la sévérité est mesurée à partir des dépenses de protection de l'environnement, sur l'emploi. Cet effet est même positif dans les secteurs des plastiques et du raffinage, un accroissement d'un million de dollars des dépenses de protection de l'environnement y entraînant une hausse de respectivement 6,9 et 2,2 emplois⁽⁶⁾. Greenstone (2002) exploite quant à lui la même source de variabilité que Becker et Henderson, liée aux régulations accrues s'appliquant à certains contés. Comme ces derniers, il conclut à un effet néfaste et quantitativement important de ces régulations sur l'attractivité des contés concernés. La perte d'emploi dans les industries polluantes entre 1972 et 1987 représenterait, pour ces contés, 3,4 % de l'emploi moyen sur la période. Les estimations sur les effets sur l'emploi de la régulation environnementale et de ses coûts induits sont donc contradictoires.

(5) Il y a deux raisons à la taille réduite de cet échantillon. En premier lieu, les auteurs ne disposent que des données relatives aux 62 contés de l'État de New York. Ils les observent entre 1980 et 1990, soit 682 observations au total. En second lieu, ils emploient des méthodes de statistique semi-paramétrique qui reposent sur l'appariement d'unités statistiques (ici, les couples contés-années) dont les caractéristiques observables sont suffisamment similaires. Cette restriction est ici particulièrement drastique puisqu'elle élimine de l'ordre de 95 % des observations dans les estimations privilégiées par les auteurs.

(6) Dans les deux autres secteurs fortement polluants qu'ils étudient (papier et sidérurgie), les estimations ne diffèrent pas significativement de zéro. Au pire (en considérant la borne inférieure de l'intervalle de confiance à 95 %), la réglementation environnementale serait responsable de 2% des quelques 632 000 réductions d'effectifs de l'industrie entre 1984 et 1994.

2.1.2. Pays de destination des investissements directs étrangers

Quoi qu'il en soit, ces résultats obtenus pour les États-Unis semblent difficilement extrapolables aux choix de localisation entre pays. En effet, on peut penser qu'à la fois la sévérité environnementale mais aussi les autres facteurs influant sur l'attractivité des territoires présentent davantage de variabilité entre pays qu'entre États ou contés des États-Unis. La littérature relative à l'impact de la régulation environnementale sur les choix des pays de destination des investissements directs étrangers (IDE) est cependant moins abondante que la précédente.

Smarzynska et Wei (2001) examinent les IDE de 534 multinationales à destination des pays en transition d'Europe de l'Est. Afin d'isoler l'effet de la régulation environnementale d'autres déterminants de l'attractivité des pays, ils intègrent, en particulier, dans leur analyse une mesure de la corruption, outre des variables de contrôle plus usuelles (PIB, PIB par habitant, distance au pays d'origine de l'investissement, etc.). Leurs résultats sont mitigés. Dans certains cas, ils observent que, toutes choses égales par ailleurs, les pays les plus laxistes attirent relativement davantage les activités de production les plus polluantes. Ce résultat n'est étrangement obtenu que lorsqu'ils mesurent indirectement la sévérité environnementale à partir de la participation à des traités internationaux. Il n'apparaît plus de manière significative, en revanche, lorsqu'ils utilisent une mesure, pouvant sembler pourtant plus adaptée, fondée sur le niveau des normes environnementales.

Eskeland et Harrison (2003) centrent leur analyse sur quatre pays en développement (Mexique, Venezuela, Côte-d'Ivoire et Maroc) en supposant implicitement que la régulation environnementale est plus laxiste dans ces pays que dans les pays d'origine des investissements directs (principalement les États-Unis pour les deux premiers et la France pour les deux derniers). Ils trouvent que les montants d'IDE reçus par les différents secteurs des quatre pays considérés ne dépendent pas significativement de l'intensité en pollution de ces secteurs lorsqu'elle est mesurée de manière synthétique à partir des dépenses antipollution observées aux États-Unis. Lorsque sont distinguées différentes pollutions (air, eau, toxicité), seule l'intensité en pollution atmosphérique apparaît positivement corrélée avec le montant d'IDE. Les auteurs jugent cependant cette corrélation peu pertinente dans la mesure où elle disparaît lorsqu'ils retirent de l'échantillon les IDE à destination de l'industrie marocaine du ciment. Ils soulignent en effet qu'il s'agit essentiellement d'IDE horizontaux, qui ne sont donc pas à prendre en compte dans leur analyse⁽⁷⁾.

La conclusion de cette étude contraste avec celle de Xing et Kolstad (2002). Ces derniers trouvent que, toutes choses égales par ailleurs, les

(7) Les IDE horizontaux ont pour objet d'approvisionner les marchés étrangers dans lesquels il sont réalisés. Ils ne sont donc pas motivés en premier lieu par la recherche de moindres coûts de production, contrairement aux IDE verticaux, dont les produits sont destinés à être ré-exportés vers leurs pays d'origine.

pays les plus laxistes en matière de régulation environnementale attirent davantage que les autres les investissements directs d'origine américaine dans les industries fortement polluantes. Les auteurs ne décèlent pas d'effet similaire sur les industries les moins polluantes. Néanmoins, comme le note Zarsky (1999), la façon dont les auteurs mesurent la sévérité environnementale semble problématique. Ils utilisent en effet pour cela les émissions de SO₂ agrégées par pays, susceptibles de refléter tout autant la conséquence que la cause des investissements directs⁽⁸⁾.

2.2. Échanges commerciaux

Un autre pan de la littérature, de nature plus macroéconomique, vise à estimer l'impact de la régulation environnementale sur les échanges commerciaux. Il peut se diviser lui-même en deux catégories suivant la source d'identification économétrique⁽⁹⁾. Certains travaux exploitent l'hétérogénéité de la sévérité environnementale entre pays tandis que, dans d'autres, l'identification repose sur les différences d'intensité en pollution entre industries.

2.2.1. La structure du commerce international

La plupart des études relatives à l'impact de la régulation environnementale sur le commerce international s'appuient sur le modèle de Hekscher-Ohlin-Vanek (HOV). Ce modèle repose sur les hypothèses suivantes : facteurs parfaitement mobiles entre industries mais immobiles entre pays, technologies et préférences identiques, dotations en facteurs hétérogènes. Il suggère qu'un pays se spécialise dans les produits intensifs en les ressources relativement abondantes. Dans ce cadre, l'environnement est vu comme une ressource dont l'abondance est inversement liée à la sévérité de la régulation. Il faut noter que, bien que les deux questions soient liées, les hypothèses faites ici diffèrent fondamentalement de celles à la base des travaux relatifs aux choix de localisation des unités de production et précédemment exposés. Par définition, ces derniers supposent en effet que le capital est géographiquement mobile. De plus, ils expliquent typiquement les décisions de localisation par des différences de coût des facteurs alors même qu'une des conséquences du modèle HOV est l'égalisation de ces coûts entre pays.

L'une des premières études empiriques ayant intégré l'environnement dans le modèle HOV est celle de Tobey (1990) qui considère les exportations nettes des États-Unis vers vingt et un pays en 1975 pour cinq groupes de produits intensifs en pollution (produits d'extraction minière, papier, pro-

(8) Afin d'éviter ce biais de simultanéité, les auteurs mettent en œuvre des méthodes à variables instrumentales. Néanmoins, les instruments choisis, le taux de mortalité infantile et la densité de population, ne sont pas totalement convaincants. Il n'est pas certain, en effet, que ces variables ne soient liées aux IDE que par le biais de la régulation environnementale.

(9) On se limite ici aux travaux de nature économétrique. D'autres travaux sont de nature plus descriptive (*cf.* Copeland et Taylor, 2003, pour une revue de la littérature).

duits chimiques, acier, métaux non ferreux). Les montants de ces exportations sont régressés sur les dotations en terre, capital, travail et ressources naturelles ainsi que sur un indicateur qualitatif de la sévérité environnementale s'échelonnant entre 1 et 7. Cette dernière variable n'apparaît exercer un effet significatif pour aucun des cinq groupes de produits.

Wilson et *alii* (2002) appliquent la même méthodologie aux flux commerciaux entre vingt-quatre pays entre 1994 et 1998. Par rapport à l'étude précédente, deux améliorations principales résident, d'une part, dans une mesure plus précise de la sévérité environnementale⁽¹⁰⁾ et, d'autre part, dans l'incorporation du capital humain en tant que ressource. Ils trouvent un effet significatif de la régulation pour quatre des cinq groupes de produits intensifs en pollution étudiés. Cet effet est néanmoins quantitativement faible. Selon leurs estimations, la convergence des politiques environnementales entre pays, donc une plus grande sévérité environnementale dans les pays en développement, conduirait à une baisse de leurs exportations en ces quatre produits correspondant à 0,37 % de leur PIB.

Deux autres études fondent leurs estimations sur le modèle dit de gravité. Celui-ci, inspiré des sciences physiques, s'applique aux relations commerciales bilatérales. Il exprime les échanges en fonction de l'offre potentielle du pays exportateur (mesurée par exemple par le PIB ou la population), de la demande potentielle du pays importateur (mesurée de la même manière) et d'une mesure de la friction du commerce entre les deux pays (qui repose souvent sur la distance physique). Van Beers et van den Bergh (1997) ainsi que Xu (2000) intègrent une variable de sévérité environnementale dans ce modèle. Les conclusions de ces deux études divergent. Les premiers mettent en évidence un impact significativement négatif de la régulation environnementale sur les performances commerciales de vingt et un pays de l'OCDE en se restreignant aux industries polluantes les plus mobiles. La seconde étude citée réplique cette analyse sur un échantillon de pays plus hétérogène incluant en particulier des pays en développement. Elle débouche sur le résultat contre intuitif qu'une politique environnementale plus sévère entraîne de meilleures performances commerciales pour certains biens polluants.

2.2.2. *La spécialisation industrielle des États-Unis*

Une autre approche consiste à exploiter l'hétérogénéité d'intensité en pollution entre industries. Les études de ce type portent quasiment toutes sur les États-Unis. La question est de savoir si ce pays, dont on suppose implicitement qu'il est plus sévère que ses partenaires commerciaux en matière d'environnement, est (ou tend à devenir, à mesure que les marchés s'ouvrent) spécialisé en produits peu intensifs en pollution. Les études tentent d'y ré-

(10) Ils adoptent une mesure construite par Dasgupta et *alii* (1995) à partir de rapports nationaux réalisés pour la conférence de Rio de 1992. Elle présente en particulier l'avantage d'être fondée non seulement sur les textes légaux mais aussi sur leur degré d'application.

pondre en régressant typiquement les exportations nettes par industrie (en général rapportées à la production ou à la consommation du bien correspondant aux États-Unis) sur les dépenses environnementales (en général rapportées à la valeur ajoutée) en contrôlant de certaines caractéristiques sectorielles (telles que les parts des coûts des différents facteurs de production dans la valeur ajoutée ou les barrières douanières)⁽¹¹⁾.

Kalt (1988) effectue une telle régression en différences entre 1967 et 1977 en distinguant soixante-dix-huit secteurs. Il obtient une relation significativement négative entre exports et dépenses environnementales lorsqu'il exclut de son analyse les industries extractives, ce qui semble légitime, la localisation de ces activités étant évidemment déterminée par celle des ressources naturelles correspondantes. Un résultat troublant de leur étude, cependant, réside dans le fait que l'ampleur de l'effet augmente lorsqu'ils retirent en outre l'industrie chimique, l'une des plus polluantes. Grossman et Krueger (1993) examinent les échanges entre les États-Unis et le Mexique pour l'année 1987. Ils concluent, quant à eux, à un effet à la fois quantitativement faible et statistiquement non significatif des coûts liés à la régulation environnementale.

Des travaux plus récents s'emploient à corriger certains défauts méthodologiques de ces analyses. Deux critiques, en particulier, ont été émises. La première d'entre elles réside dans le fait d'ignorer les différences de mobilité entre industries. Ederington et *alii* (2003) montrent que les industries les plus polluantes sont aussi les moins mobiles et qu'ignorer ce problème peut conduire à une sous-estimation importante de l'effet de la régulation environnementale. Par ailleurs, ces estimations peuvent souffrir d'un biais d'endogénéité si les gouvernements tendent à être moins sévères avec leurs industries les moins compétitives. Ederington et Minier (2003) recourent à des méthodes à variables instrumentales pour tenir compte de ce phénomène, ce qui conduit à fortement réévaluer l'effet de la régulation environnementale. Cependant, l'ordre de grandeur de cet effet, qui impliquerait qu'une hausse de 1% des dépenses environnementales entraîne une baisse de 30 % du taux de pénétration⁽¹²⁾, paraît peu réaliste, ce qui jette un doute sur la validité des instruments retenus⁽¹³⁾.

(11) Bien que l'intuition à la base de telles régressions paraisse assez claire, leurs fondements théoriques ne le sont pas forcément. Dans une revue de la littérature empirique relative au commerce international, Leamer et Levinsohn (1995) montrent en particulier qu'elles ne constituent pas des tests valides du modèle HOV.

(12) Le taux de pénétration se définit comme le ratio des importations à la consommation domestique.

(13) Les auteurs incluent parmi leurs instruments la taille du secteur, un indice de la concentration, le taux de syndicalisation, le taux de chômage, les variations passées des taux de pénétration et de croissance ainsi qu'un indicateur du commerce total. Dans la mesure où l'équation estimée ne repose pas sur des fondements théoriques clairs, il est difficile de se faire une idée *a priori* sur la validité de ces instruments.

Conclusion

Les enseignements de la littérature, empirique et théorique, apparaissent nuancés à plusieurs égards. Si l'analyse économique théorique standard parvient difficilement à confirmer l'hypothèse de Porter, elle identifie néanmoins des mécanismes d'ajustement tempérant les effets néfastes des régulations environnementales, en particulier des taxes, en termes de compétitivité. Par ailleurs, elle met en évidence des effets ambigus de la libéralisation des échanges sur les régulations environnementales, la course au moins-disant environnemental n'apparaissant pas comme le résultat certain de comportements stratégiques. La crainte d'un phénomène d'*éco-dumping* doit de plus être modérée par le fait que le débat empirique concernant l'impact des régulations environnementales sur la localisation des activités n'est pas aujourd'hui tranché de façon nette. S'il semble établi que les différences de sévérité environnementale influencent les décisions de localisation à l'intérieur des États-Unis, les résultats sont beaucoup plus ambigus en ce qui concerne les choix d'implantation entre pays. Une incertitude similaire ressort au total des travaux macroéconométriques qui examinent la structure des flux commerciaux, bien que quelques études, parmi les plus récentes, tendent à conclure à un impact statistiquement significatif et parfois quantitativement fort des régulations environnementales. Cela appelle d'autres travaux, à la fois pour mobiliser des données plus riches et pour améliorer la méthodologie, qui ne fait pas encore aujourd'hui l'objet d'un consensus.

Résumé

La crainte, souvent exprimée par les milieux industriels, que les politiques environnementales handicapent la compétitivité apparaît aujourd’hui comme un obstacle récurrent à l’adoption de nouvelles régulations, non seulement en France, mais en fait dans tous les pays de l’OCDE. En témoignent les débats sur la Charte de l’environnement, sur les conditions d’autorisation des produits chimiques au travers du projet *Reach*, ou sur la mise en place du marché européen de permis d’émissions de gaz à effet de serre.

L’objet du rapport est donc de faire le point sur les relations entre environnement et compétitivité à partir de quatre questions : la sévérité des réglementations environnementales affecte-t-elle la localisation des industries ? Les avantages des normes environnementales sont-ils en rapport avec les coûts qu’elles font peser sur l’économie ? Comment fixer les taxes environnementales en économie ouverte ? L’utilisation stratégique des politiques environnementales : réalité et enjeux du dumping écologique ?

Sur cette base, on examine ensuite si l’argument de la compétitivité justifie de réviser à la baisse l’ambition de nos politiques environnementales, et l’on esquisse quelques orientations pour le développement de la fiscalité écologique en France.

1. La sévérité des réglementations environnementales affecte-t-elle la localisation des industries ?

Empiriquement, il semble que les coûts liés à l’environnement soient trop faibles pour influencer les décisions de localisation internationale des entreprises dans la plupart des secteurs. La dépense de protection de l’environnement à la charge des entreprises représente en effet moins de 1 % du PIB. A ce niveau, les régulations environnementales ne constituent qu’un élément parmi d’autres des choix de localisation entre pays. De plus, les industries les plus polluantes et donc les plus touchées par les réglementations environnementales sont aussi les moins géographiquement mobiles en raison du poids des coûts de transport dans le prix des produits concernés.

Par le passé, des progrès substantiels ont ainsi été réalisés vis-à-vis des rejets et prélevements de ressources en eau par les industriels, de leur

consommation de matières premières, et de certaines émissions dans l'air, sans mettre en péril, semble-t-il, la compétitivité de notre économie.

Le fait que l'essentiel des normes environnementales découlent des réglementations communautaires limite ce risque. Le dilemme entre protection de l'environnement et compétitivité pourrait être cependant plus aigu à l'avenir. De plus les travaux empiriques réalisés au niveau des états fédéraux montrent aussi que l'on ne peut considérer que les politiques environnementales seraient toujours « gagnant-gagnant ».

Il faut donc les concilier avec les contraintes résultant de notre insertion dans les échanges internationaux, qui exigent de maîtriser les coûts unitaires de notre économie.

2. Les avantages des normes environnementales sont-ils en rapport avec les coûts qu'elles font peser sur l'économie ?

Les coûts des régulations environnementales ne les discréditent pas en soi. Tout d'abord, elles suscitent, au sein des productions nationales, des substitutions vers les produits et les procédés les moins polluants. Par ailleurs si la sévérité relative des régulations environnementales dans les différents pays reflète correctement les capacités d'absorption des milieux dans chacun de ceux-ci, leur impact sur la spécialisation n'est pas forcément néfaste puisqu'elle conduit à localiser les industries polluantes là où les dommages sont les plus faibles.

Cette vision favorable des relations entre environnement et compétitivité suppose que les régulations environnementales soient efficaces. Les instruments économiques, c'est-à-dire la fiscalité environnementale incitative et les marchés de permis d'émissions ou de quotas échangeables, revêtent ici un intérêt particulier. Ils sont en effet conçus intrinsèquement pour assurer une répartition des efforts de protection de l'environnement qui en minimise le coût total pour l'économie, les efforts étant réalisés par les sources de pollution ayant les coûts d'abattement les plus faibles.

L'idée de ces instruments est d'établir un signal-prix pour faire ressentir la rareté des ressources environnementales. Pour un bien polluant, la règle, dite « pigouvienne », consiste à fixer ce prix au niveau du coût marginal des dommages associés. Si un pollueur peut réduire sa pollution pour un coût de protection inférieur, il engagera donc cet effort, et le bilan coûts-bénéfices pour la collectivité sera favorable. Si le coût de dépollution est excessif, il préférera payer le « prix » des dommages et la décision sera là encore socialement la meilleure. Du point de vue économique, le cœur des politiques environnementales consisterait ainsi à établir ce type d'incitations économiques pour orienter efficacement les choix de protection.

Le vocabulaire « écotaxes » est ici assez malheureux car il ne traduit pas leur nature fondamentalement différente de celle des taxes contributives, visant à dégager des recettes. Pour ces dernières, la règle est de minimiser les distorsions (« petit taux / grosse assiette ») alors que pour les écotaxes elle est inverse (« fort ciblage, forte différenciation » des taux pour orienter les comportements).

Cette approche, fondée sur le signal-prix, s'oppose fondamentalement, à la fois à celle des approches volontaires, et à celle de la réglementation. Elle reconnaît en effet que les marchés n'intègrent pas spontanément les ressources environnementales. La surexploitation de ces ressources ne peut donc être corrigée sans une action publique déterminée (comme cela fut nécessaire pour assurer, par exemple, l'adoption du pot catalytique).

S'appuyant sur les travaux de l'OCDE, le rapport rappelle ainsi que l'efficacité des instruments volontaires est sujette à caution. Cependant, l'intervention publique peut prendre des formes plus efficaces que la réglementation, qui en général ne répartit pas efficacement les efforts de protection, demandant des efforts excessifs à certains, laissant des gisements inexploités chez d'autres.

Les comparaisons internationales situent aujourd'hui la France en retard dans le recours aux instruments économiques. En position moyenne pour les taxes sur l'énergie, elle est très en retrait pour les autres taxes environnementales, alors même que, contrairement à certains pays, nous n'avons pas non plus eu recours à l'instrument économique alternatif que constituent les marchés de quotas échangeables.

Le recours à des marchés de permis d'émissions constitue en effet un moyen équivalent d'opérer l'« internalisation » du coût des dommages environnementaux dans le comportement des pollueurs. Dans ce cas, le prix émerge du fonctionnement du marché, qui se constitue dès lors que l'on restreint les droits d'émissions par rapport à la situation historique où celles-ci étaient gratuites et illimitées.

En aucun cas on ne peut donc parler de droits à polluer...

3. Comment fixer les taxes environnementales en économie ouverte ?

L'application du principe d'affectation entre instruments et objectifs de politique économique suivant lequel il convient d'utiliser prioritairement les instruments qui agissent le plus directement sur l'objectif visé conduit à considérer que les règles à appliquer pour définir les écotaxes ne sont pas modifiées, dès lors que l'on dispose d'instruments de politique économique agissant plus directement sur la compétitivité : politique macroéconomique ; politique industrielle ; politiques structurelles ; politique de recherche-développement, etc.

Pour des biens publics globaux, tels que les émissions de gaz à effet de serre, l'analyse ne demeure valide cependant qu'à la condition que les politiques environnementales aient été harmonisées au niveau international. Si ce n'est pas le cas, on se trouve confronté là à un véritable arbitrage entre respect de l'environnement et compétitivité, comme le montrait déjà le rapport Guesnerie sur l'effet de serre. Il peut cependant être allégé si la taxe est bien redistribuée par rapport à ce dernier objectif (ou si la distribution de permis d'émissions est conçue dans cette perspective, si c'est à cet instrument que l'on recourt).

Face à un conflit d'objectifs, il faut en effet élargir le nombre d'instruments pour se rapprocher de la règle un objectif / un instrument. À cet égard, la solution idéale consisterait en l'application simultanée de la taxe environnementale et de taxes d'ajustement aux frontières. La question est celle de l'acceptabilité à l'OMC de telles taxes à l'importation et subventions à l'exportation.

Une autre solution peut s'inspirer de ce qu'ont fait les Suédois avec leur taxe sur les oxydes d'azote, qui est redistribuée aux entreprises au prorata de l'énergie produite, qui constitue ici un indicateur simple de l'activité des entreprises concernées. L'intérêt d'une telle combinaison d'instruments est de créer un différentiel de prix reflétant bien les coûts des pollutions pour orienter les choix de procédés de production, sans pour autant affecter *ex ante* les coûts marginaux de production et donc la compétitivité de l'industrie. Un tel schéma est évidemment très supérieur à la solution consistant à renoncer à toute politique environnementale ambitieuse vis-à-vis du changement climatique, parce que celle-ci doit être menée unilatéralement, tant que les États-Unis se sont mis hors jeu de l'application du protocole de Kyoto.

4. L'utilisation stratégique des politiques environnementales : réalité et enjeux du *dumping écologique* ?

Le « dumping écologique », défini comme le traitement préférentiel des industries exportatrices par une taxation des émissions polluantes inférieure aux coûts d'abattement (ou des normes environnementales réduites), est malgré tout évoqué par certains groupes de pression, à la fois comme la stratégie retenue par les pays concurrents sur les marchés internationaux, et comme celle qui devrait être choisie dans un contexte de politique commerciale stratégique.

Le rapport montre que l'émergence du dumping écologique est conditionnée par la satisfaction d'hypothèses très spécifiques, qui soulignent la fragilité de l'argument, cette politique n'apparaissant crédible que dans des configurations caractérisées par : une restriction des instruments de la politique commerciale à la seule politique environnementale ; une concurrence par les capacités de production (et non par les prix), et limitée à un petit

nombre d'entreprises ; une plus grande efficacité des groupes de pression des entreprises exportatrices que des groupes écologiques ; une action totalement non coopérative des gouvernements, qui soulève aussi la question des institutions internationales.

En effet, si, pour donner un avantage concurrentiel à l'entreprise domestique, chaque gouvernement pratique le dumping écologique, l'avantage commercial s'élimine à l'équilibre (et le seul impact final est la révision à la baisse de la protection de l'environnement). On est en présence d'une situation typique de « dilemme du prisonnier » : les deux pays ont intérêt à ne pas pratiquer le dumping écologique, mais s'ils agissent de façon non coopérative, la meilleure réaction à cette politique est de l'adopter.

5. L'argument compétitivité justifie-t-il donc de réviser à la baisse l'ambition de nos politiques environnementales ?

Les éléments qui précèdent conduisent à répondre négativement à cette question à la fois parce que la plupart des travaux économétriques montrent que les taxations environnementales n'ont eu que peu d'effet sur la compétitivité des entreprises et que leur impact sur les délocalisations et les investissements directs internationaux a été limité, et parce que les distorsions de politique environnementale sont, de manière générale, socialement plus coûteuses que toute autre politique visant la compétitivité.

Pour autant, il serait souhaitable que nos politiques environnementales soient conçues en intégrant mieux leurs éventuels effets sur la compétitivité, alors qu'elles recourent prioritairement à la réglementation plutôt qu'aux instruments économiques que constituerait l'écofiscalité et les marchés de permis d'émissions. Le développement insuffisant de ces instruments constitue donc un handicap pour la compétitivité mais aussi du strict point de vue environnemental, car on ne peut traiter de pollutions diffuses, infléchir les comportements, et développer la prévention que par le biais d'incitations économiques responsabilisatrices.

En découle aussi la nécessité de mieux examiner la qualité des politiques environnementales, qui devraient constituer un domaine privilégié d'application des études sur l'efficacité de la réglementation. Lorsque la réglementation est retenue, il convient en effet de vérifier que ses modalités ne constituent pas un obstacle à l'innovation. Lorsque ce sont les démarches volontaires qui le sont, la crédibilité de la démarche doit être soigneusement argumentée.

Cette relativisation du conflit entre environnement et compétitivité n'apparaît pas incompatible avec l'acuité du débat public sur ce thème, que l'on observe à propos des produits chimiques, de la Charte pour l'environnement, ou du protocole de Kyoto...

En effet, le débat public tend à étendre à l'économie dans son ensemble une notion de compétitivité qui ne vaut que pour l'entreprise. La notion de compétitivité a en effet un sens relativement clair dès lors qu'on se place au niveau d'une entreprise individuelle. Si, par exemple, ses coûts unitaires sont supérieurs aux prix qui prévalent sur ses marchés, elle ne pourra vendre ses produits qu'en faisant des pertes, et finira par disparaître.

Mais on ne peut extrapoler ce type de raisonnement au niveau d'un pays car une entreprise est une forme d'organisation, des talents et du capital qui peut fort bien disparaître, sans que cela implique la disparition des ressources qu'elle utilisait mais sa recombinaison à travers d'autres organisations. Au niveau de l'économie dans son ensemble, la question que l'on doit donc se poser est de savoir si les politiques environnementales vont avoir des effets néfastes en termes de spécialisation ou de localisation.

Par ailleurs, le débat public ne porte pas tant sur le niveau de protection désirable et l'identification des gisements les moins coûteux pour l'atteindre que sur la question de savoir comment sera partagé le coût de ces efforts, donc sur un problème de distribution, qui est essentiellement interne.

6. Quelles orientations pour le développement de la fiscalité écologique en France ?

Nous pouvons ici nous inspirer de références étrangères.

En une dizaine d'années, l'instauration des écotaxes au Royaume-Uni a connu des progrès impressionnantes, au-delà des changements de majorité politique. Parmi ces taxes on trouve notamment les taxes sur les décharges, celles sur les granulats et, plus récemment, la taxe sur le changement climatique et l'introduction de péages de congestion à Londres dont les premiers résultats semblent très favorables et confirment le rôle des incitations monétaires pour orienter les comportements en faveur de la protection de l'environnement. Simultanément, ont été supprimés les éléments de la fiscalité existante opérant comme des « subventions à la pollution » avec l'élimination, dès fin 1994, du différentiel entre gazole et supercarburant.

L'examen de la réforme fiscale suédoise fournit une autre référence, caractérisée par l'usage systématique de différents de fiscalité pour infléchir certains comportements ou accélérer l'incorporation du progrès technique, par la mise en place de nombreuses taxes dans le domaine de la pollution de l'air, ainsi que dans celui de la pollution des eaux avec des redévanances significatives sur les produits chimiques à usage agricole. Formellement, de telles taxes existent en France, mais à des taux insuffisants pour espérer qu'elles puissent infléchir les comportements. Une telle situation apparaît très dommageable, car elle discrédite des instruments qui sont potentiellement très performants en termes coûts-bénéfices.

Un point souvent souligné concerne les institutions nécessaires à la construction de l'acceptabilité des écotaxes. Dans les pays où celles-ci ont pris leur essor, un élément clef de celle-ci a résidé dans la mise en place de Green Tax Commissions réunissant, de manière équilibrée pour éviter les risques de capture, des représentants du public, de l'industrie, des milieux académiques et des experts de l'environnement, de la fiscalité et du droit.

Le développement des écotaxes qui est ainsi recommandé pourrait aller de pair avec une réduction de l'imposition du capital. Mais il ne faut n'y voir là que la concurrence de deux types de distorsions à corriger dans notre système fiscal. En aucun cas ceci n'autorise à affranchir certains pollueurs de mécanismes de responsabilisation, parce qu'il s'agirait d'entreprises.

En conclusion, le principal obstacle à ce développement réside dans la construction de mécanismes et d'institutions appropriées, en termes d'économie politique, pour faire émerger l'intérêt général lorsque les bénéfices des politiques sont diffus, et que leur distribution est hétérogène.

Summary

Environmental Policies and Competitiveness

The fear that environmental policies will weigh on competitiveness appears to be a recurring obstacle to the adoption of new regulations, not only in France, but indeed in all OECD countries. This can be seen in the debate surrounding the Charter on the Environment, the conditions for approving chemical products via the Reach project or the establishment of an European greenhouse gas trading scheme.

The objective of the report is to highlight the relationship between environment and competitiveness. It addresses four questions: does the stringency of environmental regulations affect industry location? Are the benefits of environmental standards in proportion with their costs to the economy? How should the level of environmental taxes be determined in an open economy? What is the reality of ecological dumping and what is at stake?

From this, the report goes on to examine whether the competitiveness argument justifies a less ambitious environmental policy. Finally, the report outlines several courses of action for the development of green taxes in France.

Environmental policies and industrial location

Empirically, it seems that environmental costs are too low to influence decisions concerning international industrial location in most sectors. Indeed, business spending on environmental protection accounts for less than 1% of GDP. At this level, environmental regulations are only one factor among others that determine business location. Furthermore, industries that are relatively ‘dirty’ and therefore most affected by environmental regulations are often geographically not very mobile because of the weight of transport costs in the price of their products.

In the past, substantial progress has been made on waste and industrial water usage and industrial consumption of commodities and some air emissions without, it seems, endangering the competitiveness of our economy.

The fact that the bulk of French environmental standards stem from Community regulations also reduces this risk. However, the tension between environmental and trade objectives could become more acute in the future. Empirical studies carried out within federal states show that environmental policies do not always produce a ‘win-win’ situation. Therefore, they need to be reconciled with our involvement in international trade.

Tax incentives and emission permits

The cost of environmental regulations is not in itself an argument against such regulations. First, regulations encourage a switch to cleaner products and processes within domestic production. Furthermore, if the relative stringency of environmental regulations in various countries accurately reflects the environmental absorption capacity of each country, such regulations will not necessarily harm trade specialisation, since dirty industries will tend to be located in countries where less damage will be done.

This positive view of the relationship between the environment and competitiveness assumes that environmental regulations are cost-effective. Economic instruments, i.e. environmental tax incentives and emission permit markets or tradable quotas assume a particular relevance here. They are in fact intrinsically designed to distribute responsibility for environmental protection in a way that minimises the total cost to the economy insofar as efforts are made by sources of pollution with the lowest abatement cost.

The idea of these instruments is to establish a price signal to convey the scarcity of environmental resources. In the case of pollutants, the so-called ‘Pigouvian’ principle is to set the price at the level of associated marginal damage cost. If a polluter can reduce pollution for a lower protection cost, he will endeavour to do so, and the cost-benefit balance for the community will be favourable. If the cost of reducing pollution is too high, he will prefer to pay the ‘price’ of damage and again this will be the best decision from a social point of view. From an economic point of view, environmental policies would focus on creating these types of economic incentives in order to steer protection choices efficiently.

The term ‘green tax’ is unfortunate in this case, because it does not convey the fundamental differences between these taxes and contributive taxes, whose aim is to generate revenue. For contributive taxes, the rule is to minimise distortions (‘low tax rate/large tax base’), whereas for green taxes the opposite applies (‘strong targeting and sharp differentiation’ of tax rates in order to influence behaviour).

This approach, based on the price signal, is fundamentally opposed to both voluntary and regulatory command and control approaches. In effect,

it recognises that the markets do not spontaneously factor internalise resources. The overuse of these resources cannot be corrected without public action (such as was needed to introduce the catalytic converter).

Relying on OECD studies, the report stresses that the effectiveness of voluntary instruments is subject to caution. However, public intervention may take more effective forms than regulation, which is not generally efficient at distributing environmental protection efforts, since it tends to require excessive efforts from some quarters while neglecting others.

France is trailing behind

International comparisons currently put France behind other countries in the use of economic instruments. Although its use of energy taxes is average, it is trailing considerably on other environmental taxes and, unlike some countries, neither has it adopted the alternative economic instrument formed by tradable quotas.

The use of tradable emission permits is equivalent to ‘internalising’ environmental damage costs in polluter behaviour. In this case, the price emerges from market conditions once emission rights are restricted relative to the past situation, when they were free and unlimited.

Therefore, there is never such a thing as a ‘right to pollute’.

These rules to define environmental taxes remain valid non open economy once we possess economic policy instruments that go to the root of competitiveness: macroeconomic policy, industrial policy, structural policy, research and development policy, etc.

The case of global pollutions

For global public goods, such as greenhouse gas emissions, however, the argument only holds if environmental policies have been harmonised at the international level. Otherwise, one is faced with a trade-off between environmental compliance and competitiveness, as the Guesnerie report on the greenhouse effect has already shown. However, this tradeoff can be lowered if the tax is redistributed effectively in terms of competitiveness (see inset).

Faced with conflicting objectives, the number of instruments needs to be increased in order to move closer to the one objective/one instrument rule. In this respect, the ideal solution would be to simultaneously apply the environmental tax and a border tax adjustment. The question is whether such import taxes and export subsidies would be acceptable to the WTO.

The Swedes offer another solution with their tax on nitrogen oxide, which is redistributed to businesses pro-rata to the energy they produce, which in

this case constitutes a simple activity indicator. The advantage of this combination of instruments is that it creates a price differential that accurately reflects pollution costs in order to steer production choices without having an *ex ante* effect on marginal production costs and therefore the competitiveness of the industry. This system is obviously far superior to the solution of abandoning any ambitious environmental policy towards climate change because it will have to be applied unilaterally as long as the United States remain out of the Kyoto Protocol.

The reality of ecological dumping

‘Ecological dumping’ is defined as the preferential treatment of exporting companies by applying pollution taxes that are lower than the abatement cost (or less stringent environmental standards). Nevertheless, some pressure groups argue that it is both a strategy used by countries competing on international markets and a necessary choice in a context of strategic trade policy.

The report shows that ecological dumping can only occur under highly specific conditions, which underlines the weakness of the above argument. The policy is only credible when: trade policy instruments are confined to environmental purposes; competition occurs through production capacity (and not prices) and is limited to a small number of businesses; pressure groups representing export businesses are more effective than ecological groups; and government efforts are completely uncooperative, which raises the question of the role of international institutions.

Indeed, if each government practices ecological dumping in order to give domestic firms a competitive advantage, the commercial advantage is cancelled out (and the final impact is simply lower environmental protection). This is a typical example of the ‘prisoner’s dilemma’: both countries have an interest in not practising ecological dumping, but in the absence of cooperation, the best response is to adopt it.

Environmental policies and competitiveness

The competitiveness argument does not justify that we should lower our environment ambitions. Most econometric studies show that environmental taxes have had little effect on corporate competitiveness and a limited impact on business relocation and international direct investment. Furthermore, distortions from environmental policy generally carry a higher social cost than any other policy targeting competitiveness.

Nonetheless, our environmental policies should be designed with a greater focus on their potential effects on competitiveness, whereas they rely primarily on regulation rather than economic instruments such as environmental taxes and tradable emission permits. The insufficient

development of these instruments is therefore disabling competitiveness but is also a disadvantage from a strictly environmental point of view, because diffuse pollution can only be treated, behaviour only be changed and prevention only be developed through economic incentives that encourage accountability.

It also follows that the quality of environmental policies needs to be looked at more closely and must be a key focus when it comes to researching the effectiveness of regulation. When regulation is used, it is essential to make sure that its modalities do not constitute an obstacle to innovation. When a voluntary approach is implemented, the credibility of the approach must be carefully argued.

Placing the conflict between environment and competitiveness into perspective does not appear incompatible with the intensity of public debate surrounding the issue, whether on the subject of chemical products, the Charter for the Environmental or the Kyoto Protocol.

Indeed, the public debate tends to extend to the economy as a whole a notion of competitiveness that applies only to business. The notion of competitiveness has a relatively clear meaning in the context of an individual firm. If, for example, a firm's unit costs exceed the ruling prices on its markets, it will be unable to sell its product except by making a loss and will end up disappearing.

But this type of reasoning cannot be extrapolated to the level of a country because a firm is a form of organisation, talent and capital that can very well disappear without the resources it used disappearing; rather they are recombined through other organisations. At the macroeconomic level, the question is therefore whether environmental policies will have harmful effects in terms of industrial specialisation and location.

In addition, the public debate focuses less on the desirable level of protection and identifying the least costly ways of achieving it, than on how the cost of these efforts is to be allocated. The debate therefore boils down to a domestic issue concerning distribution.

Courses of action for France

Here we can draw inspiration from a number of overseas examples.

The United Kingdom has made impressive progress in introducing green taxes over the past decade or so despite changes in government. These taxes includes landfill taxes, quarry taxes and, more recently, a climate change levy and the introduction of congestion toll in London, whose initial results seem positive and confirm the role of monetary incentives in encouraging environmentally-friendly behaviour. At the same time, elements of taxation that acted as a 'pollution subsidy' have been eliminated with the removal of the price differential between diesel fuel and premium grade unleaded petrol in 1994.

Swedish tax reform offers another point of reference. It is characterised by the systematic use of tax differentials in order to change certain behaviour or speed up the incorporation of technical progress by applying numerous taxes in the areas of air pollution and water pollution, with significant charges on chemical products used in farming. Officially, such taxes also exist in France, but at insufficient rates to guarantee changes in behaviour. This situation seems highly destructive, because it discredits what could be highly cost-effective instruments (see table).

Green Tax Commissions

A point often highlighted concerns the institutions that are needed to build acceptance of environmental taxes. In countries where they have taken off, a key element of their success has been the establishment of Green Tax Commissions, which bring together an even balance (to avoid the possibility of hijack) of representatives of the public, industry and academia and environmental, tax and legal experts.

The recommended development of green taxes could coincide with a reduction in capital taxation. However, this must not be seen simply as a combination of two distortions in our tax system requiring correction. Under no circumstances does it allow certain polluters to escape the mechanisms of accountability, because it would involve companies.

In conclusion, the main obstacle to the expansion of green taxes is the need to build mechanisms and institutions that fit in with economic policy in order to create a common interest when the benefits of current policy are thinly and unevenly spread.

Comments

Roger Guesnerie agrees with the authors as to the superiority of economic instruments (tax and permits) over standards and voluntary agreements. He points out that an exclusively European response to global pollution risks impoverishing Europe through relocation and could also increase greenhouse gas emissions. He argues for a gradual and structured implementation of environment taxes to give businesses time to adapt. He stresses that the corresponding tax revenue is unable to sustain public finances.

Jacques Delpla also stresses the superiority of economic instruments. The introduction of a Green Tax Commission based on the UK and Swedish model would be a step towards an environmental tax system that offers genuine incentives. After talking to a number of business leaders, Jacques Delpla concludes that their biggest concern is the predictability of environmental rules rather than the rules themselves as well as fears about increasing judicial involvement in environmental disputes. As such, businesses prefer taxes that are clearly defined in advance to legal uncertainty.

PREMIER MINISTRE

Conseil d'Analyse Économique

66 rue de Bellechasse 75007 PARIS

Téléphone : 01 42 75 53 00

Télécopie : 01 42 75 51 27

Site Internet : www.cae.gouv.fr

Cellule permanente

Christian de Boissieu

Président délégué du Conseil d'analyse économique

Hervé Bonnaz

Secrétaire général

Laurent Flochel

Conseiller scientifique

Microéconomie

Jérôme Glachant

Conseiller scientifique

Macroéconomie

Théorie de la croissance

Fabrice Lenseigne

Conseiller scientifique

Macroéconomie

Politiques structurelles

Christine Carl

Chargée des publications et de la communication

01 42 75 77 47

christine.carl@cae.pm.gouv.fr

Agnès Mouze

Chargée d'études documentaires

01 42 75 77 40

agnes.mouze@cae.pm.gouv.fr

