



L'économie politique des taxes liées à l'environnement



OCDE



ÉDITIONS OCDE

Économie politique et taxes liées à l'environnement



ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

L'OCDE est un forum unique en son genre où les gouvernements de 30 démocraties œuvrent ensemble pour relever les défis économiques, sociaux et environnementaux que pose la mondialisation. L'OCDE est aussi à l'avant-garde des efforts entrepris pour comprendre les évolutions du monde actuel et les préoccupations qu'elles font naître. Elle aide les gouvernements à faire face à des situations nouvelles en examinant des thèmes tels que le gouvernement d'entreprise, l'économie de l'information et les défis posés par le vieillissement de la population. L'Organisation offre aux gouvernements un cadre leur permettant de comparer leurs expériences en matière de politiques, de chercher des réponses à des problèmes communs, d'identifier les bonnes pratiques et de travailler à la coordination des politiques nationales et internationales.

Les pays membres de l'OCDE sont : l'Allemagne, l'Australie, l'Autriche, la Belgique, le Canada, la Corée, le Danemark, l'Espagne, les États-Unis, la Finlande, la France, la Grèce, la Hongrie, l'Irlande, l'Islande, l'Italie, le Japon, le Luxembourg, le Mexique, la Norvège, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République slovaque, la République tchèque, le Royaume-Uni, la Suède, la Suisse et la Turquie. La Commission des Communautés européennes participe aux travaux de l'OCDE.

Les Éditions OCDE assurent une large diffusion aux travaux de l'Organisation. Ces derniers comprennent les résultats de l'activité de collecte de statistiques, les travaux de recherche menés sur des questions économiques, sociales et environnementales, ainsi que les conventions, les principes directeurs et les modèles développés par les pays membres.

Cet ouvrage est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE. Les opinions et les interprétations exprimées ne reflètent pas nécessairement les vues de l'OCDE ou des gouvernements de ses pays membres.

Publié en anglais sous le titre :

The Political Economy of Environmentally Related Taxes

© OCDE 2006

Toute reproduction, copie, transmission ou traduction de cette publication doit faire l'objet d'une autorisation écrite. Les demandes doivent être adressées aux Éditions OCDE rights@oecd.org ou par fax 33 1 45 24 99 30. Les demandes d'autorisation de photocopie partielle doivent être adressées au Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20, rue des Grands-Augustins, 75006 Paris, France, fax 33 1 46 34 67 19, contact@cfcopies.com ou (pour les États-Unis exclusivement) au Copyright Clearance Center (CCC), 222 Rosewood Drive Danvers, MA 01923, USA, fax 1 978 646 8600, info@copyright.com.

Préface

Les taxes liées à l'environnement sont de plus en plus utilisées dans les pays de l'OCDE, et une preuve abondante et croissante de leur efficacité environnementale est à présent disponible. Cependant, il demeure un fort potentiel pour un usage accru de ces instruments de politique environnementale, à condition qu'ils soient bien conçus et que leurs impacts possibles sur la compétitivité internationale et la distribution des revenus soient correctement abordés. En particulier, l'efficacité environnementale et l'efficience économique des taxes liées à l'environnement pourraient être améliorées davantage si les exemptions et autres dispositions spécifiques existantes étaient réduites, et si les taux fiscaux étaient mieux alignés avec l'importance des impacts environnementaux négatifs à considérer. À partir de l'expérience des pays de l'OCDE, ce livre propose une discussion détaillée de ces problèmes ainsi que de la recherche récente sur les impacts économiques et environnementaux de l'application des taxes liées à l'environnement – en particulier, comment surmonter les obstacles liés à leur mise en place. Il aborde également les effets environnementaux et économiques de la combinaison de ces taxes avec d'autres instruments de politique environnementale.

Le livre est basé sur un certain nombre d'études de cas approfondies préparées dans le cadre de la réunion conjointe d'experts sur la fiscalité et l'environnement du Comité des affaires fiscales et du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE. Il a été préparé en étroite coopération entre Ana Cebreiro-Gómez, Chris Heady et Erik Vassnes du Centre de politique et d'administration fiscale de l'OCDE et Hope Ashiabor, Jean-Philippe Barde, Nils Axel Braathen et Pascale Scapecchi de la Direction de l'environnement de l'OCDE.

Ce livre est publié sous la responsabilité du Secrétaire général de l'OCDE.



Jeffrey Owens
Directeur,
Centre de politique et d'administration fiscale



Lorents G. Lorentsen
Directeur,
Direction de l'environnement

Table des matières

Résumé	9
Chapitre 1. Introduction et principales conclusions	15
1.1. Introduction et rappel	16
1.2. Utilisation actuelle des taxes liées à l'environnement	16
1.3. Efficacité environnementale	16
1.4. Compétitivité sectorielle	17
1.5. Répartition du revenu	21
1.6. Coûts administratifs	22
1.7. Adhésion politique	22
1.8. Utilisation des taxes liées à l'environnement en association avec d'autres instruments	23
Notes	24
Chapitre 2. L'utilisation de taxes liées à l'environnement aujourd'hui	25
2.1. Les taxes en vigueur	26
2.2. Les recettes provenant des taxes liées à l'environnement	28
2.3. Principaux domaines d'application des taxes liées à l'environnement	32
2.4. Exonérations, mécanismes de remboursement, réductions de taux, etc.	44
Notes	48
Chapitre 3. Efficacité environnementale	51
3.1. Élasticité directe de la demande par rapport aux prix	52
3.2. Élasticités-prix croisées	58
3.3. Exemples des estimations disponibles de l'évolution de la demande	59
Notes	66
Chapitre 4. L'enjeu de la compétitivité sectorielle – études théoriques	69
4.1. Introduction	70
4.2. Études de cas théoriques	77
4.3. Enseignements économique-politiques des études de cas théoriques	88
Notes	89
Chapitre 5. La question de la compétitivité sectorielle – ajustements fiscaux à la frontière	93
5.1. Introduction et généralités	94
5.2. Ajustements fiscaux à la frontière : historique et contexte actuel	97
5.3. Le cadre réglementaire du GATT régissant les AFF	98
5.4. Ajustements fiscaux à la frontière visant les produits finaux	99

5.5. AFF applicables à des intrants non physiquement incorporés dans les produits	102
5.6. Applicabilité des AFF aux taxes sur le carbone/ l'énergie liées au procédé de production	111
Notes	112
Chapitre 6. La question de la compétitivité sectorielle – études ex post	115
6.1. La taxe française sur la consommation énergétique industrielle	117
6.2. La taxe britannique sur le changement climatique	119
6.3. Le régime néerlandais de comptabilité MINAS.	123
6.4. La redevance suisse sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP)	128
6.5. La taxe irlandaise sur les sacs plastiques	131
6.6. La taxe norvégienne sur le kérosène	134
6.7. Mesures pratiques utilisées pour limiter les effets négatifs sur la compétitivité	136
6.8. Leçons d'économie politique tirées des études de cas ex post	138
Notes	140
Chapitre 7. Effets sur la répartition des revenus	143
7.1. Cadre général et données empiriques	144
7.2. Moyens de parer aux effets sur la répartition des revenus	146
7.3. Éléments de réflexion sur différentes mesures compensatoires	147
7.4. Catégories de ménages appelant plus particulièrement des mesures compensatoires	148
7.5. Dispositions concrètes face aux effets distributifs – exemples observés dans quelques pays	149
7.6. Comment veiller à la prise en compte effective des aspects distributifs?	152
7.7. Conclusions	152
Notes	155
Chapitre 8. Coûts administratifs	157
Notes	161
Chapitre 9. Efforts de sensibilisation du public	163
Notes	167
Chapitre 10. Les taxes liées à l'environnement utilisées en association avec d'autres instruments	169
10.1. Introduction	170
10.2. Les taxes associées à des instruments réglementaires	170
10.3. Les taxes associées à des systèmes de permis négociables	171
10.4. Utilisation de taxes en association avec des systèmes d'étiquetage	177
10.5. Les taxes associées à des accords négociés	179
10.6. Les taxes utilisées en association avec des subventions	185
10.7. Conclusions générales concernant les effets de dispositifs associant des taxes et d'autres instruments	188
Notes	190
Annexe technique au chapitre 3. Estimation des élasticités-prix.	193
Bibliographie	202

Encadrés

2.1. Définition des taxes liées à l'environnement	26
2.2. Taux de taxation « optimal » des carburants.....	33
2.3. Fiscalité des carburants et niveau élevé des cours mondiaux du brut	35
2.4. La taxe de première immatriculation sur les voitures particulières en Norvège	38
2.5. Taux « optimal » des taxes de mise en décharge des déchets ménagers	41
7.1. Exemples de mesures environnementales restées sans suite pour des raisons de répartition des revenus	150
7.2. Exemples de dispositifs institutionnels pour la prise en compte des aspects distributifs	153
7.3. Exemples d'orientations pour l'évaluation des interventions en fonction des aspects distributifs	153
8.1. La taxe sur les sacs plastiques en Irlande	158
10.1. Définition des subventions.....	187

Tableaux

2.1. Taxes liées à l'environnement non perçues sur l'énergie ou les transports dans les pays de l'OCDE, au 1 ^{er} janvier 2005.....	27
2.2. Coûts privés et coûts environnementaux de la mise en décharge et de l'incinération aux Pays-Bas.....	41
2.3. Taxes, droits et redevances perçus sur les piles et accumulateurs dans certains pays membres de l'OCDE.....	43
2.4. Exonérations de taxes liées à l'environnement par secteurs et domaines d'application	45
3.1. Exemples d'estimations de l'élasticité-prix de l'essence.....	53
3.2. Exemples d'estimations de l'élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages.....	53
3.3. Autres estimations de l'élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages.....	54
3.4. Élasticité-prix directe des modes de transport	54
3.5. Élasticité de différentes dimensions de la demande de transport par rapport au prix des carburants par litre	55
3.6. Élasticité de différentes dimensions de la demande de transport par rapport au prix des carburants par litre	56
3.7. Élasticité de différentes dimensions de la demande par rapport au coût d'achat d'une automobile.....	56
3.8. Estimations empiriques de l'effet de la tarification unitaire de la collecte de déchets.....	57
3.9. Élasticité-prix dans différents systèmes de redevances de collecte variables en vigueur aux Pays-Bas.....	57
3.10. Estimations de l'élasticité-prix directe de la demande de pesticides	58
4.1. Vue synthétique des effets simulés de l'application d'une taxe sur le carbone dans le secteur de l'acier	80
4.2. Vue synthétique des effets simulés de l'application d'un prélèvement au titre du carbone dans le secteur du ciment	84
6.1. Traduction des taux de la taxe sur le changement climatique en cas de taxe sur le seul carbone.....	121

7.1. Exemples d'études consacrées aux effets des taxes liées à l'environnement sur la répartition des revenus	145
7.2. Impact distributif de la réforme fiscale verte en Allemagne.....	151
7.3. Impact de la réorientation REB-IR aux Pays-Bas	151
10.1. Prix des permis et pénalités appliquées dans plusieurs systèmes de permis négociables.....	175
10.2. Niveaux des taxes sur le CO ₂ et sur l'énergie au Danemark.....	181

Graphiques

2.1. Produit des taxes liées à l'environnement en pour cent du PIB	28
2.2. Produit des taxes liées à l'environnement en pour cent des recettes fiscales totales	29
2.3. Produit des taxes liées à l'environnement par habitant	30
2.4. Répartition des recettes par base d'imposition.....	31
2.5. Recettes provenant des taxes liées aux déchets	31
2.6. Taux des taxes sur l'essence et le gazole dans les pays membres de l'OCDE.....	32
2.7. Différenciation des taux des taxes sur l'essence et le gazole en fonction de la teneur en soufre	36
2.8. Recettes des taxes frappant différents carburants au Royaume-Uni.....	37
2.9. Taxation de la mise en décharge de déchets municipaux.....	39
2.10. Dispositions spéciales visant les entreprises grosses consommatrices d'énergie dans le cadre de la réforme fiscale écologique en Allemagne.....	47
2.11. Consommation d'énergie et contribution au produit des taxes sur l'énergie	48
3.1. Ventes d'essence et de gazole et taxes sur ces carburants, OCDE-Europe	59
3.2. Ventes d'essence et de gazole et taxes sur ces carburants dans certains pays ...	61
3.3. Crédeurs et débiteurs nets dans le cadre du système de taxation des émissions de NO _x en Suède	62
3.4. Émissions totales et spécifiques de NO _x dans la production d'énergie.....	63
3.5. Part des véhicules conformes aux normes Euro 3 et Euro 4	64
3.6. Ventes d'agréats, production réelle du secteur de la construction et PIB réel au Royaume-Uni	65
3.7. Mise en décharge de déchets biodégradables et taux normal de la taxe sur les décharges	65
4.1. Conséquences de l'application d'une taxe sur le CO ₂ pour le secteur de l'acier.....	80
4.2. Production en 2010 par rapport au maintien du <i>statu quo</i>	87
4.3. Émissions en 2010 par rapport au maintien du <i>statu quo</i>	87
6.1. Coefficient de réduction de l'assiette applicable au projet de taxe énergétique liée aux émissions de carbone.....	118
6.2. Total des intrants nets d'azote sur les terres agricoles et excédents moyens d'azote.....	124
10.1. Effets sur le bien-être de l'incertitude concernant les coûts de réduction des émissions avec un régime de permis et une taxation.....	172

Organigramme

4.1. Impact sur la compétitivité de différents instruments environnementaux.....	76
--	----

Résumé

*Les taxes liées à l'environnement
dans les pays de l'OCDE*

L'expérience de ces dernières décennies a démontré que les taxes liées à l'environnement peuvent être des instruments efficaces et efficaces de la politique d'environnement. Elles transmettent un signal de prix qui contribue à garantir que les pollueurs tiennent compte du coût de la pollution pour l'environnement au moment de prendre leurs décisions de production et de consommation. Nombre de taxes liées à l'environnement concourent à des améliorations de l'environnement en suscitant des hausses de prix qui réduisent la demande des produits nocifs concernés.

Tous les pays membres de l'OCDE appliquent plusieurs taxes liées à l'environnement. Une base de données gérée conjointement par l'OCDE et par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE) recense à l'heure actuelle environ 375 taxes de ce type dans les pays membres, à quoi s'ajoutent quelque 250 droits et redevances liés à l'environnement. Le produit de ces taxes représente 2-2.5 % du PIB. Environ 90 % des recettes proviennent des taxes sur les carburants et les véhicules à moteur, tandis que beaucoup d'autres taxes n'ont pas pour but principal de dégager des recettes.

Toutefois, on pourrait améliorer encore l'efficacité environnementale et l'efficacité économique des taxes liées à l'environnement en réduisant les exemptions et les autres dispositions spéciales en vigueur. Mais cela risquerait, dans une certaine mesure, d'entrer en conflit avec les deux principales préoccupations politiques qui font obstacle actuellement à une application plus générale de taux d'imposition reflétant intégralement les impacts néfastes sur l'environnement de divers produits et services : la peur de voir s'éroder la compétitivité sectorielle et la crainte d'effets négatifs sur la répartition du revenu. Ces deux préoccupations sont donc au cœur du présent rapport.

Mise en œuvre des taxes liées à l'environnement

Lors de la mise en œuvre de taxes liées à l'environnement, les objectifs de la mesure prise doivent être clairement énoncés dès le départ. La décision d'adopter une mesure particulière n'interviendra qu'à l'issue d'une analyse minutieuse de toutes les autres actions envisageables pour atteindre les objectifs visés. Cela passe par une étude approfondie des coûts et avantages de chaque approche et par une évaluation des pratiques en vigueur afin d'apprécier les mérites relatifs des différentes mesures. Il s'avère souvent utile d'intégrer les taxes liées à l'environnement dans un train de mesures comportant par exemple des réglementations contraignantes, des permis négociables et – dans certains cas – des approches volontaires.

Compétitivité internationale

L'un des principaux obstacles à la mise en œuvre des taxes liées à l'environnement est souvent la crainte d'une érosion de la compétitivité internationale des secteurs les plus polluants, souvent très gourmands en énergie. Jusqu'ici, les taxes liées à l'environnement ne semblent pas avoir notablement érodé la compétitivité de tel ou tel secteur. Toutefois, ce constat s'explique en partie par le fait que les pays qui appliquent des taxes de ce type ont prévu des exonérations totales ou partielles pour les industries à forte intensité énergétique. La base de données OCDE/AEE (www.oecd.org/env/policies/database) révèle d'ailleurs que les taxes liées à l'environnement frappent presque exclusivement les ménages et le secteur des transports. Ces exemptions nuisent à l'efficacité de la dépollution et vont à l'encontre du principe pollueur-payeur.

Depuis l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto, la plupart des pays de l'OCDE sont soumis à des obligations juridiquement contraignantes et chiffrées de réduction des émissions de gaz à effet de serre. Il en est déjà résulté de nouvelles initiatives dans plusieurs pays de l'OCDE : ainsi, depuis le 1^{er} janvier 2005, les États membres de l'UE appliquent un système d'échange de droits d'émission de CO₂, avec obligation pour certaines industries de détenir des quotas d'émission pour leurs rejets de CO₂.

Des simulations sur modèle montrent que le recours à des instruments économiques pour réduire les émissions de gaz à effet de serre peut effectivement avoir des effets négatifs sur la compétitivité internationale de certains secteurs industriels, surtout quand ces instruments ne sont pas appliqués de manière globale. C'est ce qu'ont démontré par exemple des études de cas sur la sidérurgie et l'industrie du ciment. Toutefois, ces deux études révèlent qu'en dépit de certains « transferts » de carbone, on peut obtenir une réduction substantielle des émissions mondiales de carbone.

Des mesures unilatérales prises par telle région ou tel pays peuvent entraîner des baisses de production sensiblement plus fortes dans les pays et secteurs concernés. Plus nombreux sont les pays qui mettent en place des politiques similaires, plus limités sont les effets sur la compétitivité sectorielle.

Les études de cas ont analysé quelques moyens de limiter la charge pour les entreprises touchées, tout en maintenant les incitations à dépolluer. Une solution consisterait à recycler (partiellement) le produit des taxes au profit des entreprises touchées. Selon les études de cas, le recyclage des recettes atténuerait les réductions mondiales des émissions dans le secteur en question. En d'autres termes, préserver la compétitivité en recyclant les recettes au profit des secteurs touchés risque d'affaiblir l'efficacité environnementale du dispositif dans son ensemble. Ce rapport examine aussi le recours à des ajustements fiscaux aux frontières pour atténuer les effets des taxes sur la compétitivité.

Le rapport décrit également des études de cas ex post sur la mise en œuvre de taxes liées à l'environnement, et relève les enseignements que l'on peut en tirer du point de vue de l'économie politique. En particulier, les décideurs publics devraient évaluer correctement les pressions sur la compétitivité et prendre des mesures en conséquence. Les pays devraient aussi s'efforcer de fixer des bases d'imposition aussi larges que possible pour que les réductions des émissions aient un bon rapport coût-efficacité. En adoptant des bases d'imposition étendues et en inscrivant les taxes dans une stratégie de réforme de grande envergure, on pourrait rendre les prélèvements plus aisément acceptables par les parties affectées. Cette stratégie a été appliquée dans de nombreux pays qui ont mis en œuvre des réformes fiscales « vertes ».

Répartition du revenu

Les effets distributifs de la politique d'environnement sont au centre des débats. La plupart des études montrent que les taxes liées à l'environnement, et plus particulièrement les taxes sur l'énergie, peuvent avoir un effet régressif sur la répartition du revenu des ménages. Toutefois, une évaluation complète des effets de l'imposition de taxes environnementales sur la répartition du revenu devrait aussi prendre en compte les effets indirects des hausses de prix des produits taxés, les effets de l'utilisation des recettes fiscales environnementales et/ou des mesures de compensation, ou encore la répartition des avantages environnementaux résultant de la taxe.

Les mesures d'atténuation, notamment les exemptions ou les réductions de taux des taxes liées à l'environnement, peuvent amoindrir l'efficacité environnementale des taxes. Les pouvoirs publics doivent rechercher d'autres mesures plus directes s'ils veulent indemniser les ménages à faible revenu. Des mesures compensatoires, consistant à réduire d'autres impôts ou à agir par le biais du système de sécurité sociale, permettent de préserver le signal de prix transmis par la taxe tout en atténuant l'impact négatif de celle-ci sur les ménages défavorisés.

Les effets régressifs de l'application de taxes environnementales sont parfois adoucis en utilisant les recettes obtenues pour abaisser d'autres prélèvements, notamment l'impôt sur le revenu. Ces allègements fiscaux peuvent être ciblés sur les groupes à faible revenu. Dans certains cas, l'aspect redistributif a été totalement négligé, ou il ne s'est manifesté que tardivement et a été traité d'une manière plus spécifique. Cette situation pourrait engendrer une vive opposition empêchant la mise en œuvre efficace des mesures environnementales, et il en résulterait des coûts excessifs pour la collectivité. Pour que les objectifs de redistribution soient dûment pris en compte, les pays membres devraient envisager d'intégrer dans le processus décisionnel des mécanismes assurant une analyse explicite des effets sur la répartition du revenu.

Utilisation des recettes fiscales

Le produit des taxes environnementales peut être utilisé pour raffermir le solde budgétaire, financer un accroissement des dépenses ou réduire d'autres prélèvements. Plusieurs pays de l'OCDE ont atténué la pression fiscale sur le travail, en réduisant les coûts de main-d'œuvre non salariaux par un allègement des cotisations sociales patronales. Cette mesure peut aussi réduire les pertes d'efficacité qui accompagnent généralement le recouvrement des recettes fiscales, si les impôts allégés engendrent plus de distorsions que les taxes liées à l'environnement qui sont mises en place. Un aspect très controversé de l'utilisation du produit des taxes environnementales est le transfert de la pression fiscale du travail aux activités polluantes dans l'espoir que cet allègement stimulera l'effort de travail et contribuera ainsi à accroître l'emploi, tout en améliorant la protection de l'environnement (hypothèse du « double dividende »). Une distinction est souvent établie entre l'hypothèse du double dividende fort et celle du double dividende faible. Selon l'hypothèse du double dividende faible, le recyclage des recettes sous forme d'une réduction des impôts ayant des effets de distorsion induit un accroissement de bien-être par rapport à un recyclage sous forme de paiements forfaitaires. Selon l'hypothèse forte, la substitution d'une taxe environnementale à un impôt représentatif ayant des effets de distorsion engendre un gain de bien-être. L'hypothèse du double dividende faible n'est pas contestée, mais celle du dividende fort suscite la controverse.

Les recettes fiscales sont parfois affectées à des dépenses spécifiques, dans certains cas à des fins environnementales. Toutefois, la préaffectation risque d'aller à l'encontre du principe pollueur-payeur. De plus, comme le mécanisme d'affectation détermine par avance l'utilisation des recettes, il peut faire obstacle à une réévaluation ou à des modifications ultérieures des programmes fiscaux et de dépenses. C'est pourquoi il faut repenser régulièrement la justification économique et environnementale des mesures d'affectation pour éviter des dépenses inefficaces qui ne seraient pas normalement financées par les recettes fiscales générales.

Coûts administratifs

Les taxes liées à l'environnement peuvent être conçues de telle façon que les coûts administratifs soient relativement bas. À titre d'exemple, les taxes sur les produits pétroliers sont perçues sur un nombre limité de raffineries et de dépôts de pétrole, et elles sont relativement simples à administrer et à mettre en œuvre. Par ailleurs, plusieurs exemples montrent qu'il est réellement possible de maintenir à un niveau relativement faible les coûts administratifs d'un système couvrant un grand nombre de contribuables.

Cependant, de nombreux instruments économiques utilisés pour la politique d'environnement comportent plusieurs dispositions spéciales qui alourdissent les coûts administratifs. Ces mécanismes, notamment les exemptions, sont souvent mis en place à des fins non environnementales, pour répondre à des préoccupations de compétitivité ou de répartition du revenu. Apparemment, il y a souvent une corrélation entre l'ampleur des coûts administratifs et les mesures destinées à créer un dispositif « juste » ou « politiquement acceptable ». En conséquence, les caractéristiques des taxes liées à l'environnement qui correspondent à des coûts administratifs faibles s'accordent souvent avec des caractéristiques associées à une forte efficacité économique.

Sensibilisation de l'opinion publique

L'adhésion du public est cruciale pour réussir la mise en place des taxes liées à l'environnement. L'acceptation d'un instrument économique par l'ensemble de la collectivité semble dépendre du degré de sensibilité au problème écologique que cet instrument est censé résoudre. D'une manière générale, on pourrait renforcer l'acceptation politique en instaurant une convergence de vues sur le problème en question, ses causes, ses effets, et les répercussions des mesures correctrices éventuelles. Cette convergence peut être obtenue en fournissant des informations exactes et ciblées sur les questions écologiques en jeu. Autre solution : associer les parties prenantes à l'élaboration des mesures, par exemple au travers de larges consultations formelles et/ou dans le cadre de comités ou de groupes de travail chargés de préparer de nouveaux instruments d'action.

Les taxes liées à l'environnement utilisées en association avec d'autres instruments

Dans la pratique, il est rare que les taxes liées à l'environnement soient appliquées tout à fait isolément. Elles s'ajoutent souvent à des dispositifs réglementaires, par exemple. L'association d'une taxe avec d'autres types d'instruments peut offrir des avantages

écologiques et/ou économiques. Une taxe peut s'avérer relativement efficace pour influencer sur le volume total de la consommation d'un type de produit donné et sur le choix entre différentes variétés de produits, mais elle pourrait – notamment en raison de problèmes de contrôle et de mise en application – se montrer moins adaptée pour réguler les *modalités*, le *moment*, le *lieu*, etc. d'utilisation d'un produit déterminé. Par conséquent, d'autres instruments peuvent en tout état de cause se révéler nécessaires.

En revanche, il semble souvent que l'on a défini un trop grand nombre d'objectifs environnementaux. C'est peut-être le cas dans le secteur des déchets où, par exemple, des objectifs de recyclage spécifiques pour de nombreux produits ou flux de déchets ont été fixés dans beaucoup de pays de l'OCDE, souvent en l'absence d'études démontrant clairement que les flux de déchets retenus représentent une plus grande menace pour l'environnement que d'autres flux de déchets. En outre, les objectifs adoptés pour la mise en décharge de déchets biodégradables devraient faire l'objet d'analyses coûts-avantages plus approfondies.

Chapitre 1

Introduction et principales conclusions

1.1. Introduction et rappel

L'expérience de ces dernières décennies a démontré que les taxes liées à l'environnement peuvent être des outils efficaces et efficaces au service de la politique d'environnement. Toutefois, l'efficacité environnementale et l'efficacité économique des taxes liées à l'environnement appliquées dans les pays membres de l'OCDE pourraient être encore améliorées si les exemptions existantes et d'autres dispositions spéciales inscrites dans ces taxes étaient réduites, et si les taux des prélèvements étaient plus proportionnés à l'ampleur des effets écologiques négatifs à combattre.

En 2001, l'OCDE a publié une étude sur les taxes liées à l'environnement (OCDE, 2001a). Depuis, de nombreux travaux complémentaires ont été entrepris dans le cadre des réunions conjointes du Groupe d'experts de la fiscalité et de l'environnement, sous l'égide du Comité des affaires fiscales et du Comité des politiques d'environnement, en particulier pour étudier les moyens de répondre aux préoccupations concernant les effets négatifs de ces taxes sur la compétitivité sectorielle et sur la répartition des revenus, mais aussi pour analyser l'économie politique de leur introduction. La présente publication s'inspire principalement de l'étude mentionnée, mais prend aussi en compte les travaux récents d'autres auteurs.

1.2. Utilisation actuelle des taxes liées à l'environnement

Comme le montre la description détaillée au chapitre 2, un nombre élevé et croissant de taxes liées à l'environnement sont appliquées dans les pays membres de l'OCDE – à quoi s'ajoute une multitude de droits et redevances liés à l'environnement¹. Ces prélèvements représentent quelque 2-2.5 % du PIB. Environ 90 % des recettes proviennent des taxes sur les carburants et sur les véhicules à moteur, beaucoup d'autres taxes liées à l'environnement n'ayant pas pour objectif principal de dégager des recettes.

Les taxes liées à l'environnement en vigueur dans les pays de l'OCDE comportent plus de 1 150 exemptions et plusieurs centaines de mécanismes de remboursement et d'autres mesures qui favorisent divers secteurs d'activité, différents produits et/ou différentes utilisations de certains produits. Ces dispositifs sont mis en place pour de multiples raisons, notamment pour limiter les effets négatifs éventuels sur la compétitivité internationale de certains secteurs, atténuer les difficultés économiques de certains ménages ou promouvoir l'utilisation de types de produits plus respectueux de l'environnement. Excepté dans ce dernier cas, ces dispositions fiscales tendent à affaiblir l'efficacité environnementale des taxes – et à rendre moins efficiente la mise en œuvre des objectifs de la politique d'environnement.

1.3. Efficacité environnementale

En premier lieu, il convient de souligner que tout instrument d'action utilisé pour réaliser des objectifs environnementaux *devrait* induire des modifications des modes de consommation et/ou de production. Si un dispositif n'y parvient pas, il ne peut apporter

aucune amélioration de l'environnement. Par conséquent, les questions les plus pertinentes sont de savoir *quels agents* devraient modifier leur comportement, *jusqu'à quel point* et *dans quels délais*².

Les données présentées au chapitre 3 démontrent clairement que de nombreuses taxes actuelles liées à l'environnement – de même que les modifications des taux de certaines d'entre elles à des fins environnementales – contribuent effectivement à améliorer l'état de l'environnement. Alors que la demande de bon nombre des bases d'imposition correspondantes devrait être considérée comme « inélastique » – puisque les élasticités-prix directes de ces bases sont inférieures à 1 en valeur absolue – les données recueillies montrent clairement que la plupart des élasticités-prix sont significativement différentes de zéro. Une hausse de prix (déclenchée par un relèvement de la taxe ou par un autre facteur) *réduira* donc la demande du produit en question.

L'efficacité environnementale de bon nombre des taxes liées à l'environnement aujourd'hui utilisées pourrait toutefois être renforcée si les exemptions et les autres dispositions fiscales spécifiques en vigueur étaient réduites. Mais cela risquerait, dans une certaine mesure, d'entrer en conflit avec les deux principales considérations politiques tendant aujourd'hui à empêcher une application plus généralisée de taux de prélèvement qui répercutent intégralement les impacts écologiques négatifs induits sur les prix des divers produits et services (on parle aussi d'internalisation des « externalités environnementales ») : la peur d'une érosion de la compétitivité sectorielle et la crainte d'effets négatifs sur la répartition du revenu. Ces deux préoccupations sont au cœur du présent rapport.

1.4. Compétitivité sectorielle

Il importe de faire la distinction entre les effets sur la compétitivité au niveau *national* et les effets au niveau du *secteur* ou de *l'entreprise*. Les nouvelles mesures qui occasionnent des pertes pour certaines entreprises engendreront *toujours* des gains pour d'autres entreprises. À l'échelle nationale, tout effet négatif imposé à une entreprise ou à un secteur tend donc à être atténué par des effets positifs sur d'autres entreprises ou secteurs.

Pour beaucoup de raisons, les responsables publics *devraient* se focaliser davantage sur l'impact national des politiques (environnementales) que sur leurs effets sectoriels, mais *dans la pratique*, ils sont en général plus préoccupés des « perdants » potentiels d'une réforme que des répercussions macroéconomiques³. Aussi, ce rapport analyse essentiellement les effets sur la compétitivité au niveau sectoriel et non au niveau national. Une attention considérable est accordée aux politiques énergétiques et aux politiques à l'égard du changement climatique, en partie parce que ces dispositifs sont susceptibles d'induire davantage de modifications significatives des comportements dans toute l'économie que la plupart des autres mesures environnementales.

Depuis l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto, la plupart des pays membres de l'OCDE sont soumis à des obligations juridiquement contraignantes et chiffrées de limiter leurs émissions de gaz à effet de serre. Ce dispositif a déjà contribué à de nouvelles initiatives dans plusieurs pays membres : à titre d'exemple, depuis le 1^{er} janvier 2005 les États membres de l'UE appliquent un système d'échange de droits d'émission de CO₂, le secteur de l'électricité et certaines industries ayant l'obligation de détenir des quotas d'émission pour leurs rejets de CO₂.

Des simulations sur modèle montrent que l'utilisation d'instruments économiques pour réduire sensiblement les émissions de gaz à effet de serre peut effectivement avoir des effets négatifs sur la compétitivité internationale de *certain*s secteurs industriels, surtout si ces instruments ne sont pas appliqués d'une manière globale. Ce résultat a été par exemple mis en évidence dans des études de cas récentes de l'OCDE sur la sidérurgie et l'industrie du ciment⁴.

En tout état de cause, il convient de garder à l'esprit que la fermeture d'activités (de toute façon) non rentables et très polluantes peut être le moyen le moins onéreux d'atteindre un objectif environnemental donné, en dépit des conséquences sociales que cela suppose. Ainsi, de nombreuses entreprises sidérurgiques survivent grâce à de fortes subventions depuis plusieurs décennies. L'OCDE s'emploie à réduire en particulier les subventions au secteur de l'acier⁵ et, d'une manière générale, les subventions néfastes à l'environnement (OCDE, 2003e et 2005c).

L'étude de cas sur la sidérurgie a montré notamment que la mise en œuvre d'une taxe sur le carbone *dans tous les pays de l'OCDE* réduirait de quelque 9 % la production d'acier de la zone OCDE. La réduction estimée est beaucoup plus importante pour les aciéries intégrées très polluantes (-12 %) que pour les mini-aciéries alimentées avec de la ferraille (-2 %). La production hors OCDE augmenterait de près de 5 %, d'où une baisse de 2 % de la production mondiale d'acier. La taxe sur le carbone induirait une certaine substitution, la consommation de fonte faisant place à une utilisation plus intensive de la ferraille dans les convertisseurs à oxygène. Le prix de la ferraille s'élèverait alors, rendant moins compétitive la production d'acier dans des fours à arc à partir de ferraille.

Un premier enseignement qui se dégage de cette étude est que les différentes entreprises d'un secteur donné *ne seront pas* affectées de la même manière par la mise en œuvre d'instruments économiques, car leurs combinaisons d'intrants différentes engendrent des profils d'émission différents.

Autre enseignement : lorsqu'on étudie les effets d'une mesure sur un secteur déterminé, il faut prendre en compte les ajustements possibles sur des *marchés connexes*. Une partie du fardeau initial imposé au secteur sera probablement transférée en amont sur les fournisseurs d'intrants et en aval sur les clients. Dans le cas de la sidérurgie, ce phénomène est illustré par exemple par les effets estimés sur les prix de la ferraille et par la hausse des prix de l'acier.

Une taxe à l'échelle de la zone OCDE réduirait de 19 % les émissions de CO₂ de la zone imputables à la sidérurgie. En dépit du niveau relativement élevé des intensités d'émission dans les pays non membres de l'OCDE, les émissions mondiales émanant du secteur diminueraient de 4.6 %, soit plus du double de la réduction de la production mondiale d'acier. Cette évolution s'explique par un processus de substitution au profit d'un dosage d'intrants favorable à une production moins polluante et de procédés plus propres dans la zone OCDE.

Un constat similaire est dressé dans l'étude de cas sur l'industrie du ciment. Dans un scénario d'échanges de droits d'émission dans les pays de l'annexe B à l'exclusion des États-Unis et de l'Australie, même si la production cimentière hors de cette région augmente en réponse aux mesures mises en place dans la plupart des régions correspondantes de l'OCDE, les émissions mondiales de carbone dues à la production de ciment clinker diminueraient de quelque 32 millions de tonnes en 2010 (environ 2 % en 2010, 2020 et 2030).

Par conséquent, un troisième enseignement qui se dégage est que, même s'il se produit également *certain*s transferts de carbone » quand des mesures visant à combattre le changement climatique sont mises en place sur un assez large front, il est possible d'obtenir des réductions significatives des émissions mondiales de carbone par rapport à un scénario de référence⁶.

Les dispositions unilatérales prises par des régions ou des pays peuvent entraîner des baisses de production sensiblement plus fortes dans les pays et les secteurs concernés. Quatrième enseignement : même si l'importance du phénomène varie d'une entreprise à l'autre, plus nombreux est le groupe de pays qui mettent en place des politiques similaires, plus limités sont les effets sur la compétitivité sectorielle.

Les études de cas ont examiné quelques mesures susceptibles de limiter le fardeau pour les entreprises touchées tout en maintenant leurs incitations à dépolluer. Une solution consisterait à recycler (partiellement) les recettes au profit des entreprises en question. Les études confirment la première conclusion tirée ci-dessus, à savoir que dans un secteur donné les différentes entreprises seront affectées de différentes manières par la mise en œuvre d'instruments économiques.

Un autre élément important est le fait que le recyclage des recettes *diminuerait* les réductions des émissions mondiales dans le secteur. En d'autres termes, préserver la compétitivité des secteurs à forte intensité d'énergie de la zone OCDE en recyclant les recettes fiscales au profit des secteurs en question est susceptible d'amoinrir l'efficacité environnementale de la politique dans son ensemble. Des simulations montrent que ce recyclage, doublé d'une contraction de la production de la zone OCDE de quelque 1 % seulement (au lieu de 9 %), aboutirait à réduire les émissions mondiales d'environ 3 % (au lieu de 4.6 %).

Les « ajustements fiscaux à la frontière » représentent une autre solution pour limiter les effets des instruments économiques sur la compétitivité sectorielle. D'un point de vue écologique, le recours à ces ajustements pourrait générer dans certains cas des avantages. Cependant, il faut d'abord résoudre les questions pratiques et légales liées à leur mise en œuvre. Pour une discussion plus approfondie, voir chapitre 5 ci-dessous.

Des conclusions en termes d'économie politique peuvent aussi être tirées en analysant les études de cas *ex post* sur la mise en œuvre d'instruments susceptibles d'avoir des effets négatifs sur la compétitivité. Nous avons analysé quelques études empiriques par pays : la taxe proposée sur la consommation d'énergie industrielle en France, le prélèvement au titre du changement climatique au Royaume-Uni, la MINAS aux Pays-Bas, la taxe sur les poids lourds en Suisse, la taxe sur les sacs en plastique en Irlande et la taxe sur le carburant aviation en Norvège.

Premier enseignement de ces études *ex post* : les décideurs publics doivent faire en sorte que les pressions sur la compétitivité soient correctement évaluées et traitées. À cet effet, il importe d'examiner les mesures correctrices au regard d'éventuelles obligations légales et de veiller à ce que la mesure ne se traduise pas par une subvention interdite (exemple : taxe proposée sur la consommation d'énergie industrielle en France).

Deuxième enseignement : comme on l'a vu également dans les études de cas théoriques, quand l'érosion de la compétitivité pose un réel problème, diverses mesures correctrices peuvent être envisagées, avec différents effets sur l'environnement et sur la compétitivité. Il importe que les mesures étudiées n'affaiblissent pas les incitations à dépolluer. Lors de la mise en place de taxes génératrices de recettes, de nombreux pays ont

pris des mesures compensatrices en abaissant d'autres prélèvements (c'est le cas, par exemple, de la taxe norvégienne sur le carburant aviation) ou en adoptant d'autres formes de compensation budgétaire. Quelques pays ont instauré des exemptions sectorielles ou des taux réduits (taxe britannique sur le changement climatique, par exemple). Enfin, une coordination internationale à différents niveaux peut parfois se révéler utile et même nécessaire pour appliquer des instruments économiques destinés à résoudre des problèmes environnementaux (ainsi, l'accord bilatéral avec l'Union européenne a joué un rôle important pour la mise en application de la taxe suisse sur les poids lourds).

Cependant, on notera qu'il semble souvent exister une corrélation entre l'ampleur des coûts administratifs et la prise de mesures destinées à rendre le dispositif « équitable » ou « politiquement acceptable ». Il est fréquent que des mécanismes mis en place pour des raisons non environnementales, notamment pour répondre à des préoccupations touchant la compétitivité ou la répartition du revenu, soient responsables de l'augmentation des coûts administratifs; c'est le cas, par exemple, de la taxe sur le changement climatique au Royaume-Uni et du système de comptabilité MINAS pour les éléments fertilisants aux Pays-Bas.

En outre, lors de la mise en place d'une taxe ou d'un système d'échange de droits d'émission (souvent fondé sur des enchères), des mécanismes compensatoires relativement légers suffisent souvent pour faire en sorte que les propriétaires des entreprises retrouvent leur niveau de richesse antérieur – mais l'ampleur de la compensation « nécessaire » dépend du degré de protection du marché intérieur contre la concurrence internationale. Toutefois, il se peut que les entreprises affectées bénéficient d'une indemnisation très excessive. Dans ce cas, les pertes d'efficacité économique augmentent car il y a, par exemple, moins de ressources disponibles pour alléger les taxes génératrices de distorsions.

Le cas de la Suisse illustre bien l'importance de choisir le moment opportun pour faire avancer un projet délicat. Aussi, un quatrième enseignement est qu'un projet qui s'avère impossible à mettre en œuvre à un moment donné peut apparaître réalisable lorsque les circonstances sont plus propices.

Cinquième enseignement : les pays doivent s'efforcer de définir des bases d'imposition aussi larges que possible pour obtenir des réductions d'émissions d'un bon rapport coût-efficacité. En adoptant des bases d'imposition étendues et en inscrivant les taxes dans une stratégie de réforme de grande envergure, on pourrait rendre les prélèvements plus aisément acceptables par les parties affectées et contribuer ainsi à une mise en œuvre ordonnée. Cette approche semble avoir été adoptée par de nombreux pays qui ont entrepris des réformes fiscales vertes.

L'étude de cas de la taxe irlandaise sur les sacs plastiques montre à quel point il est important d'effectuer des recherches initiales complètes et d'examiner avec soin d'autres options pertinentes. L'instauration d'une taxe n'est pas toujours la réponse appropriée. Cette étude a évalué plusieurs options/instruments en vue de remédier aux problèmes environnementaux créés par les sacs plastiques en Irlande. D'où un sixième enseignement : à côté des taxes écologiques, il convient d'envisager d'autres mesures pour s'attaquer à un problème d'environnement.

Enfin, l'étude de cas concernant la taxe suisse sur les poids lourds conduit à penser qu'une mise en place progressive des taxes peut adoucir leur impact immédiat et donner aux entreprises le temps nécessaire pour s'ajuster afin de réduire la pression fiscale.

1.5. Répartition du revenu

La plupart des études montrent que les effets directs des taxes liées à l'environnement, et surtout des taxes sur l'énergie, se traduisent par un impact régressif sur la répartition du revenu des ménages. Toutefois, l'analyse empirique fait apparaître que le degré de régressivité décroît une fois pris en compte les effets indirects sur la répartition du revenu imputables aux hausses de prix sur les produits taxés et les effets environnementaux de la taxe. De plus, si l'on prend en considération les mesures d'atténuation ou d'indemnisation, l'effet régressif de la fiscalité liée à l'environnement peut être dans la plupart des cas adouci, voire éliminé. Ainsi, la politique environnementale peut même avoir un effet net progressif.

Une évaluation complète des effets des taxes environnementales sur la répartition des revenus devrait englober les effets indirects des hausses de prix des produits taxés, les effets découlant de l'utilisation du produit des taxes écologiques et/ou de l'application de mesures compensatoires, ainsi que la répartition des avantages écologiques découlant de la taxe.

Les mesures d'atténuation réduisent l'efficacité environnementale des taxes. En ce qui concerne la régressivité, les pouvoirs publics doivent rechercher d'autres mesures, plus directes, s'ils veulent indemniser les ménages à faible revenu. Ces mesures compensatoires peuvent préserver le signal de prix transmis par la taxe tout en atténuant l'impact négatif de celle-ci sur le revenu des ménages. Mais il est indispensable de maintenir les incitations à dépolluer chez les ménages concernés. L'imposition (présumée) de taxes écologiques incite à moins consommer ou utiliser un produit car la taxation entraîne une hausse de prix reflétant le préjudice social causé par la consommation ou l'utilisation du produit en cause.

Les effets indésirables sur la répartition des revenus peuvent en général être traités par le biais des systèmes de sécurité sociale et des systèmes fiscaux. Pour alléger une taxe liée à l'environnement par l'intermédiaire du système d'imposition du revenu des personnes physiques, on peut notamment accroître l'abattement personnel ou mettre en place des crédits d'impôt récupérables ou non récupérables. Les crédits d'impôt non récupérables sont plus intéressants que les abattements, car ils évitent les interactions avec la structure des taux d'imposition. Toutefois, ils ne permettent pas de profiter en totalité de l'allègement prévu si le revenu est insuffisant pour absorber intégralement le crédit d'impôt. Indépendamment de toute considération budgétaire, on pourrait préférer les crédits d'impôt récupérables, car ils prévoient des transferts monétaires pour les montants de crédits qui ne peuvent pas être imputés à l'impôt sur le revenu des personnes physiques.

Lorsqu'il est nécessaire d'alléger la pression fiscale sur certains groupes, il faut autant que possible adopter des mesures indépendantes des décisions en matière de consommation courante. En d'autres termes, l'allègement ne doit pas se traduire par des exemptions aux taxes environnementales proprement dites, ou par l'application de taux d'imposition réduits sur la consommation des groupes cibles. Indépendamment de la nécessité éventuelle d'offrir une compensation pour obtenir l'adhésion politique à une taxe, la réalisation des objectifs d'équité et d'efficacité doit passer de préférence par un ciblage explicite des mesures d'allègement sur les ménages les plus vulnérables et les plus défavorisés.

L'expérience de quelques pays membres montre que les effets régressifs de la mise en œuvre de taxes écologiques sont souvent adoucis lorsque les recettes correspondantes sont utilisées pour réduire d'autres prélèvements, notamment l'impôt sur le revenu. Les allègements fiscaux peuvent alors être ciblés sur les catégories à faible revenu. Dans d'autres cas, les considérations redistributives n'ont pas été du tout traitées ou se sont

manifestées tardivement et ont fait l'objet d'actions plus spécifiques. Il pourrait en résulter une forte opposition qui empêcherait de prendre des mesures environnementales efficaces, avec des coûts excessifs pour la collectivité.

Afin de tenir dûment compte des considérations redistributives, les pays membres devraient envisager de les intégrer dans le processus de prise de décision. Certains pays ont mis en place des *dispositifs institutionnels* spécifiques, par exemple des groupes de travail ou des comités spécialisés. D'autres ont élaboré des *documents d'orientation* à l'intention des décideurs.

1.6. Coûts administratifs

Il est tout à fait possible de mettre au point un certain nombre d'instruments économiques de politique environnementale ayant des coûts administratifs relativement faibles. À titre d'exemple, les taxes sur les produits pétroliers sont généralement perçues sur un nombre limité de raffineries et de dépôts de pétrole, et elles sont donc relativement simples à administrer et à mettre en application. Les coûts administratifs de la réforme fiscale écologique en Allemagne sont estimés à 0.13 % à peine des recettes perçues. Plusieurs exemples indiquent aussi que les coûts administratifs d'un mécanisme couvrant un grand nombre de contribuables *peuvent* être maintenus à des niveaux relativement bas.

Cependant, beaucoup d'instruments économiques utilisés pour la politique environnementale comportent un grand nombre de dispositions spéciales qui alourdissent les coûts administratifs. Ces mécanismes sont souvent mis en place pour des raisons sans rapport avec l'action environnementale, notamment pour remédier à des problèmes de compétitivité. À cet égard, on peut conclure qu'il existe souvent une corrélation entre l'ampleur des coûts administratifs et la mise en place de mesures destinées à créer un dispositif « équitable » ou « politiquement acceptable ».

1.7. Adhésion politique

Un premier point à souligner est que l'« acceptation » d'un instrument économique par l'opinion publique semble dépendre du degré de sensibilité au problème d'environnement à résoudre, mais aussi de l'efficacité perçue de cet instrument pour atténuer le problème. Avant de mettre en œuvre l'instrument, les pouvoirs publics devraient donc « préparer le terrain » en fournissant au public des informations exactes et précises sur les causes et les répercussions des problèmes écologiques en question.

En outre, il semble clair que le degré d'adhésion politique dépend de l'« équité » perçue de l'instrument proposé. À cet égard, on se préoccupe surtout des effets perçus sur la compétitivité sectorielle et/ou des effets sur les ménages à faible revenu. Les autorités devraient recentrer le débat sur l'« équité » en donnant plus d'importance à la question de savoir « qui sont les principaux responsables du problème » – et s'efforcer de mieux faire comprendre que *n'importe quel* instrument susceptible d'être utilisé pour remédier à un problème spécifique aura des effets (positifs ou négatifs) sur la répartition du revenu.

En général, il est possible de renforcer l'adhésion politique en créant une convergence de vues sur le problème à l'étude, notamment en ce qui concerne ses causes, ses conséquences et les effets des instruments utilisables pour y porter remède. Une façon d'y parvenir consiste à associer les « parties prenantes » à la formulation des mesures, par exemple dans le cadre de larges consultations formelles et/ou de comités ou de groupes de travail chargés d'élaborer de nouveaux instruments d'action.

1.8. Utilisation des taxes liées à l'environnement en association avec d'autres instruments

Dans un certain nombre de cas, l'association d'une taxe avec d'autres types d'instruments peut offrir des avantages environnementaux et/ou économiques. En pratique, il est rare que les taxes liées à l'environnement soient utilisées tout à fait isolément – dans nombre de cas, un ou plusieurs instruments réglementaires seront par exemple appliqués. Bien entendu, la simple existence de combinaisons d'instruments n'est pas une preuve de leur efficacité environnementale et de leur efficience économique.

Il est assez clair que la mise en œuvre d'un jeu d'instruments efficaces sur le plan environnemental et efficaces sur le plan économique exige tout d'abord une bonne connaissance de la question environnementale à résoudre. Dans la pratique, de nombreux problèmes d'environnement peuvent se révéler plus complexes qu'on ne le pensait à première vue, car ils comportent souvent plusieurs « aspects » ou « caractéristiques » pertinents et souvent corrélés – tandis que beaucoup d'instruments utilisés renferment de multiples « règles » ou « mécanismes » distincts. Une taxe (ou un système de permis négociables) peut agir de façon assez satisfaisante sur le volume total de la consommation d'un type de produit donné et sur le choix entre différentes variétés de produits, mais elle pourrait – notamment pour des raisons de suivi et de mise en application – s'avérer moins adaptée s'il s'agit de déterminer par exemple *comment* un produit particulier est utilisé, *quand* il est utilisé, où il est utilisé, etc. Par conséquent, d'autres instruments peuvent s'avérer nécessaires.

En revanche, dans certains cas, il peut apparaître que l'on a adopté un nombre excessif d'objectifs environnementaux. Le problème se pose sans doute dans le secteur des déchets, où beaucoup de pays de l'OCDE ont défini des objectifs de recyclage spécifiques pour de nombreux produits ou flux de déchets (emballages, par exemple), souvent en l'absence de données démontrant clairement que les flux de déchets retenus représentent une plus grande menace pour l'environnement que d'autres flux de déchets connexes. De plus, il serait souhaitable que les objectifs fixés pour la mise en décharge de déchets biodégradables fassent l'objet d'analyses coûts-avantages approfondies.

Une deuxième exigence pour l'élaboration de politiques efficaces et efficaces est une bonne connaissance des interactions avec les autres domaines de l'action publique. Une coordination s'impose non seulement entre les différentes mesures environnementales, mais aussi avec d'autres politiques connexes – notamment les politiques de l'énergie, du logement, de l'agriculture, des transports, etc.

Troisième exigence : une bonne connaissance des interactions entre les différents instruments utilisés. Divers instruments peuvent interagir de plusieurs manières avec les taxes liées à l'environnement. Ainsi :

- Un système d'étiquetage peut améliorer l'efficacité d'une taxe en offrant aux utilisateurs de *meilleures informations* sur les caractéristiques pertinentes des différents produits auxquels s'applique la taxe. Les élasticités-prix concernées peuvent alors augmenter.
- Associer une taxe sur la consommation d'énergie avec des subventions ciblées en faveur d'une meilleure isolation des bâtiments peut être un bon moyen de résoudre le problème de la *discordance des intérêts* entre propriétaires et locataires.
- La combinaison d'une taxe et d'une approche volontaire, par exemple un accord environnemental négocié, est de nature à *accroître l'« acceptabilité politique »* de la taxe – en

limitant ses effets négatifs éventuels sur la compétitivité sectorielle – au prix d'une réduction de l'efficacité environnementale ou d'un alourdissement de la charge économique imposée à d'autres agents.

- Associer une taxe et un système d'échange de droits d'émission peut aider à *limiter l'incertitude des coûts de conformité* – par comparaison avec un système d'échange appliqué isolément.
- En revanche, cette combinaison *accroîtrait l'incertitude concernant l'efficacité environnementale*.
- De plus, l'application simultanée d'un dispositif réglementaire et d'une taxe liée à l'environnement risque de *restreindre inutilement les marges de manœuvre* qu'une taxe laisse aux pollueurs pour adopter des options de dépollution d'un bon rapport coût-efficacité.

Notes

1. Les définitions des taxes, droits et redevances liés à l'environnement sont données dans l'encadré 2.1 du chapitre 2.
2. En outre, il importe de savoir si des objectifs environnementaux déterminés – ou l'absence de ces objectifs – représentent un équilibre raisonnable entre les avantages et les coûts des améliorations de l'environnement.
Le choix des instruments d'action peut toutefois affecter l'efficience avec laquelle un objectif donné est réalisé – mais aussi influencer sur la rapidité des nouvelles percées technologiques, ce qui peut avoir une incidence importante sur le coût pour la collectivité de la réalisation d'objectifs donnés dans le long terme. Les instruments économiques, notamment les taxes ou les permis *peuvent* effectivement contribuer à la réalisation d'un objectif donné au coût le plus bas possible pour la collectivité, à la fois dans le court terme, puisqu'ils permettent de répartir également les coûts de dépollution marginaux entre les pollueurs (et de parvenir à l'*efficience statique*), mais aussi dans le long terme, puisqu'ils créent une incitation continue à améliorer la technologie.
3. Même s'il est réellement justifié d'accorder une aide (temporaire) à ceux qui sont lésés par une mesure, il n'est nullement certain que le meilleur moyen de le faire soit de modifier la taxe en question.
4. Voir OCDE (2003d et 2005f).
5. Cf. www.oecd.org/document/5/0,2340,fr_2649_34221_32387594_1_1_1_1,00.html.
6. Le terme « significative » est bien entendu relatif. Les réductions des émissions obtenues dans les simulations examinées ici sont faibles par rapport à ce qui serait nécessaire pour mettre en œuvre les objectifs à long terme de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques.

Chapitre 2

L'utilisation de taxes liées à l'environnement aujourd'hui

Les pays de l'OCDE appliquent tous plusieurs taxes liées à l'environnement au sens de la définition qu'en ont donnée d'un commun accord l'OCDE, l'AIE et la Commission européenne (encadré 2.1). Une base de données exploitée en coopération par l'OCDE et l'Agence européenne de l'environnement (AEE) recense actuellement quelque 375 taxes de ce type dans les pays membres de l'Organisation – un chiffre auquel il faut ajouter environ 250 droits et redevances liés à l'environnement¹. Le présent chapitre met largement à profit cette base de données pour brosser un tableau général des taxes en vigueur, de leur produit, de leurs assiettes, de leurs taux et des mécanismes d'exonération, de remboursement, etc. dont elles sont assorties².

Encadré 2.1. Définition des taxes liées à l'environnement

Selon la définition retenue par l'OCDE, l'AIE et la Commission européenne, sont considérés comme des taxes liées à l'environnement les prélèvements obligatoires de l'État, effectués *sans contrepartie* et calculés sur une assiette considérée comme présentant un intérêt environnemental particulier : produits énergétiques, véhicules à moteur, déchets, émissions mesurées ou estimées, ressources naturelles, etc. Ces taxes sont sans contrepartie en ce sens que les avantages que les pouvoirs publics apportent aux contribuables ne sont pas, normalement, proportionnels au montant du prélèvement.

Les prélèvements obligatoires de l'État *comportant une contrepartie* qui sont en gros proportionnels au service rendu (au volume de déchets ramassés ou traités, par exemple) peuvent être qualifiés de *droits et redevances*. Le terme *prélèvement* désigne à la fois les taxes et les droits et redevances.

2.1. Les taxes en vigueur

Dans les pays de l'OCDE, la plus grande partie des taxes liées à l'environnement est perçue sur les produits énergétiques (150 taxes) et sur les véhicules à moteur (125). Il existe aussi un nombre non négligeable de taxes en rapport avec les déchets (une cinquantaine au total), lesquelles frappent soit des produits spécifiques pouvant poser des problèmes particuliers dans le cadre de la gestion des déchets (environ 35 taxes), soit des formes spécifiques d'élimination finale des déchets, à savoir l'incinération et/ou la mise en décharge (15 taxes en tout)³. Enfin, en ce qui concerne la quarantaine de taxes restantes, les assiettes sont très diverses, comme le montre le tableau 2.1 qui répertorie ces taxes et celles liées aux déchets. Parmi les taxes d'apparition relativement récente, il y a celles qui frappent différents produits chimiques et l'extraction de certaines ressources naturelles comme le sable et le gravier dans plusieurs pays de l'OCDE.

La définition des taxes liées à l'environnement ne se réfère *pas* à leur finalité (déclarée) ni à l'utilisation qui est faite de leurs recettes. Néanmoins, dans les pays de l'OCDE, le produit d'un tiers environ de ces taxes est affecté à un usage particulier – lequel ne correspond souvent pas à une finalité environnementale à proprement parler. Parmi ces

Tableau 2.1. **Taxes liées à l'environnement non perçues sur l'énergie ou les transports dans les pays de l'OCDE, au 1^{er} janvier 2005**

AUSTRALIE	Taxe sur les ampoules et les fusibles électriques	PAYS-BAS
Nouvelle-Galles-du-Sud – Taxe sur les déchets	Taxe sur l'azote	Taxe de pollution de l'eau
Taxe de recyclage des huiles	Taxe sur les pesticides	Taxe sur le captage d'eau souterraine
Taxe sur le bruit des avions	Taxe sur les déchets	Taxe sur l'eau de distribution
Taxe de protection de la couche d'ozone et sur les gaz synthétiques à effet de serre	Taxe sur les sacs de transport en papier, plastique, etc.	Taxe sur les déchets
	Taxe sur les accumulateurs NiCd	Taxe de pollution des eaux de surface
AUTRICHE	Taxe sur les pneus	
Taxe sur le dépôt de déchets	Taxe sur le polychlorure de vinyle et les phtalates	NORVÈGE
	Taxe sur les eaux usées	Taxe de base sur les récipients de boissons perdus
	Droit d'accise sur les antibiotiques et activateurs de croissance	Taxe sur les récipients de boissons
BELGIQUE	Taxe sur la consommation d'eau	Taxe sur le traitement final des déchets
Écotaxes		Taxe sur les lubrifiants
Cotisation d'emballage		Taxe sur les pesticides
Flandres – Taxe sur les eaux souterraines	FINLANDE	
Flandres – Taxe sur la mise en décharge et l'incinération des déchets	Taxe au titre des dommages pétroliers	Taxe sur le trichloroéthane et le tétrachloréthane
Flandres – Taxe sur le lisier	Taxe sur les déchets pétroliers	
Flandres – Taxe de pollution de l'eau	Droit d'accise sur les récipients de boissons jetables	ESPAGNE
Wallonie – Taxe sur les déchets	Taxe sur les déchets	Galice – Taxe sur les émissions atmosphériques
Wallonie – Contribution de prélèvement d'eau		
	FRANCE	SUÈDE
CANADA	Taxe générale sur les activités polluantes	Taxe sur les déchets
Colombie-Britannique – Taxe sur les batteries		Taxe sur le gravier naturel
Colombie-Britannique – Impôt sur les opérations forestières	HONGRIE	Taxe sur les pesticides et les engrais chimiques
Colombie-Britannique – Impôt minier	Taxe de pollution atmosphérique	
Colombie-Britannique – Taxe sur les pneus	Taxe de lutte contre le bruit	SUISSE
Colombie-Britannique – Taxe sur les accumulateurs au plomb	Redevance sur produit visant les réfrigérateurs et les réfrigérants	Taxe d'incitation sur les composés organiques volatils
Taxe fédérale sur les climatiseurs	Redevance sur les matériaux d'emballage	Taxe pour l'assainissement des sites contaminés
Manitoba – Taxe sur les récipients non consignés	Redevance sur produit visant les pneus	
Manitoba – Taxe sur les pneus	Taxe sur les déchets toxiques	ROYAUME-UNI
Nouveau-Brunswick – Taxe sur les pneus	Taxe de pollution de l'eau	Taxe sur les agrégats
Nouvelle-Écosse – Taxe sur les pneus		Taxe de mise en décharge
Ontario – Taxe sur les récipients de boissons alcoolisées	ISLANDE	
Ile du Prince-Édouard – Taxe sur les pneus	Taxe sur les déchets dangereux	ÉTATS-UNIS (exemples)
	Cotisation de recyclage	Alabama – Taxe d'extraction perçue par l'État
RÉPUBLIQUE TCHÈQUE		Alabama – Taxes locales d'extraction
Taxe de pollution atmosphérique	IRLANDE	Arkansas – Taxe d'extraction
Taxe sur la production et l'importation de produits chimiques appauvrissant la couche d'ozone	Taxe sur les sacs en plastique	Arkansas – Taxe sur les pneus hors d'usage
		Taxe fédérale sur les substances appauvrissant la couche d'ozone
		Indiana – Redevance de gestion des déchets solides
DANEMARK	ITALIE	New Jersey – Taxe de fermeture des décharges
Taxe sur les matières premières	Taxes sur le bruit des avions	New Jersey – Taxe de lutte contre les débris
Taxe sur certains solvants chlorés	Redevance de pollution atmosphérique	New Jersey – Taxe sur les réseaux publics de distribution d'eau
Taxe sur certains emballages de détail	Taxe sur les sacs en plastique	New Jersey – Taxe d'indemnisation et de dépollution en cas de déversement
Taxe sur les CFC, HFC, PFC et SF ₆	Taxe sur l'élimination des déchets	Utah – Taxe d'extraction minière
Taxe sur les articles de table jetables		

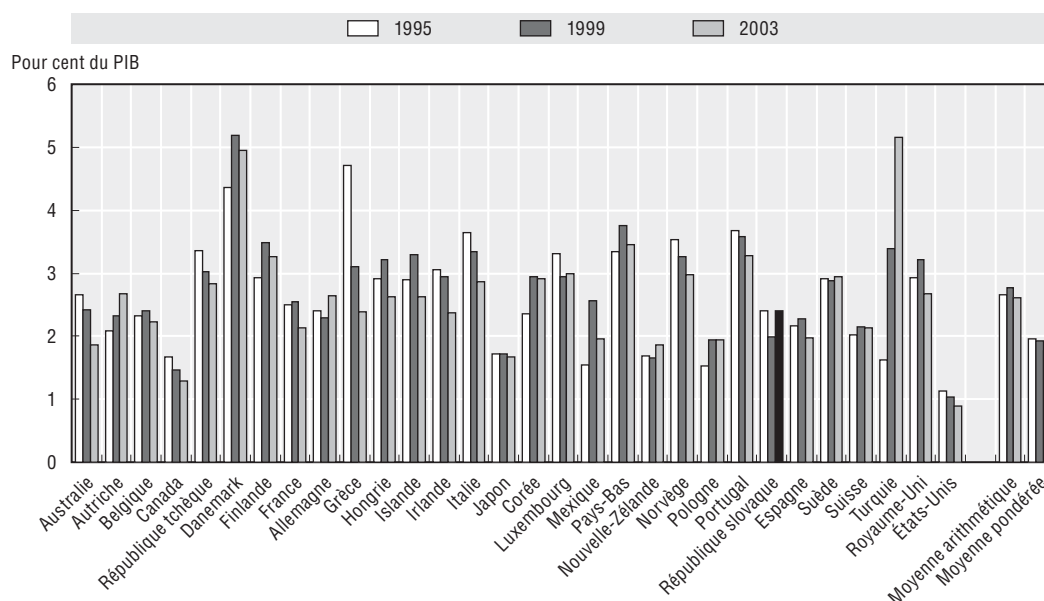
Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement. Hors droits et redevances.

taxes affectées, quelque 75 frappent des produits énergétiques (ce qui comprend 50 taxes sur les carburants perçues au niveau des États aux États-Unis), 15 s'appliquent aux véhicules automobiles et 20 se rapportent aux déchets. Alors que les taxes affectées qui sont liées aux transports (dont celles sur les carburants) servent généralement à financer la construction de routes, leur entretien, etc., celles qui visent les déchets sont normalement consacrées plus spécifiquement à des usages en rapport avec l'environnement : fonctionnement des systèmes de collecte de déchets et de recyclage, assainissement de sites contaminés, etc.

2.2. Les recettes provenant des taxes liées à l'environnement

Le produit des taxes liées à l'environnement représente en moyenne entre 2 % et 2.5 % du PIB, mais comme le montre le graphique 2.1, cette proportion varie sensiblement selon les pays. Ainsi, elle était supérieure à 3 % en 2003 au Danemark, en Finlande, en Norvège, aux Pays-Bas, en République tchèque et – tout particulièrement – en Turquie⁴, mais inférieure à 1 % aux États-Unis.

Graphique 2.1. **Produit des taxes liées à l'environnement en pour cent du PIB**
1995, 1999 et 2003



Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.
Pour la République slovaque, les chiffres de 2002 sont utilisés pour 2003. Les colonnes hachurées signalent des valeurs pour 2002. Dans le calcul des moyennes, seuls sont cependant pris en compte les pays pour lesquels on dispose de données pour l'année 2003.

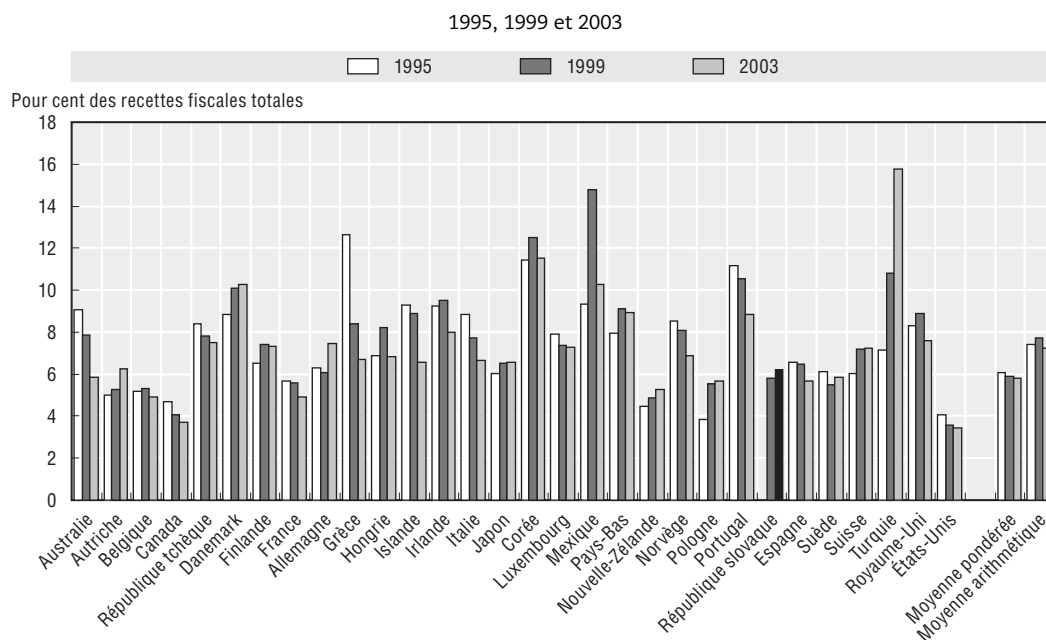
On constate qu'en moyenne, le produit total des taxes liées à l'environnement a tendance à décroître légèrement avec le temps, et ce malgré l'entrée en vigueur depuis 1995 d'un certain nombre de nouveaux impôts qui auraient dû contribuer à l'accroître. Cette diminution s'explique en partie par la baisse de la demande d'essence dans les pays européens de l'OCDE. Cet aspect sera examiné plus avant à la section 3.3.1.

Il importe de souligner que le montant des recettes produites n'est au mieux qu'un indicateur très imprécis du caractère « respectueux de l'environnement » du système fiscal d'un pays. Du point de vue de l'environnement, on préfère normalement voir la base

d'imposition se réduire par suite d'un infléchissement des comportements des entreprises et des particuliers – mais il en résulte alors une diminution des recettes. Lorsque le produit des taxes liées à l'environnement est faible dans un pays donné, deux interprétations sont en théorie possibles : les taux de taxation correspondants sont peu élevés, ou bien ils sont au contraire très élevés et ont de ce fait suscité d'importants changements de comportements. Cela étant, les pays où le produit des taxes liées à l'environnement rapporté au PIB est le plus faible (graphique 2.1) n'appliquent généralement pas des taux de taxation plus élevés que les autres pays de l'OCDE (voir la section 2.3).

Le graphique 2.2 montre la part du produit des taxes liées à l'environnement dans les recettes fiscales totales. Cette proportion s'établit en moyenne à 6-7 %, mais avec là encore des écarts très significatifs entre les pays. En 2003, la Turquie affichait le pourcentage le plus élevé de recettes fiscales provenant des taxes liées à l'environnement – et une très forte croissance de ce pourcentage par rapport à 1995 –, loin devant la Corée et le Danemark. On remarquera également que ce pourcentage a diminué notablement depuis 1995 en Grèce et au Portugal, les deux pays où il culminait cette année-là.

Graphique 2.2. **Produit des taxes liées à l'environnement en pour cent des recettes fiscales totales**



Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

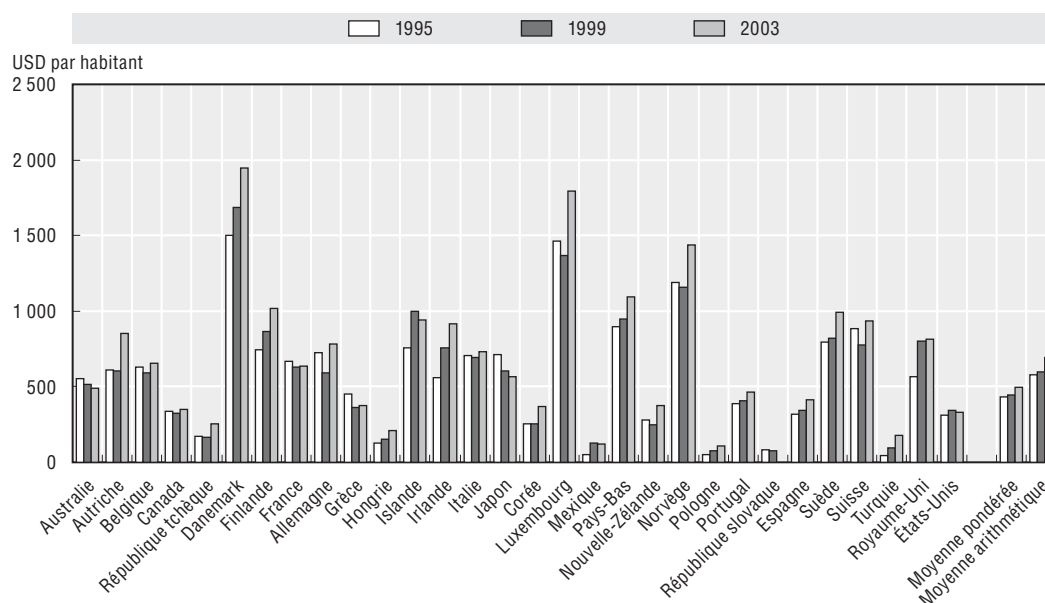
Les colonnes hachurées signalent des valeurs pour 2002. Dans le calcul des moyennes, seuls sont cependant pris en compte les pays pour lesquels on dispose de données pour l'année 2003. Les données sur les recettes fiscales totales de la République slovaque en 1995 ne sont pas disponibles, et les chiffres de 2002 sont utilisés pour 2003 pour ce pays.

Après avoir mis en garde contre tout jugement hâtif sur la base du montant des recettes, il importe également de souligner que la part du produit des taxes liées à l'environnement dans les recettes fiscales totales dépend aussi – évidemment – du montant des recettes qui proviennent des autres impôts perçus dans le pays. Lorsque ces dernières sont faibles, la contribution des taxes liées à l'environnement aux recettes fiscales totales est plus élevée.

Le graphique 2.3 montre le montant *nominal* des recettes provenant des taxes liées à l'environnement par habitant. Autrement dit, les chiffres n'ont pas été corrigés de l'évolution du niveau des prix entre 1995 et 2003. Bien évidemment, outre le poids plus ou moins important de la fiscalité liée à l'environnement, les différences de niveau de revenu jouent également dans les larges écarts observés entre les pays de ce point de vue. Néanmoins, on relève aussi de fortes disparités des recettes par habitant entre des pays qui affichent des niveaux de revenu assez similaires⁵.

Graphique 2.3. **Produit des taxes liées à l'environnement par habitant**

1995, 1999 et 2003



Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

Dans le calcul des moyennes, seuls sont cependant pris en compte les pays pour lesquels on dispose de données pour l'année 2003.

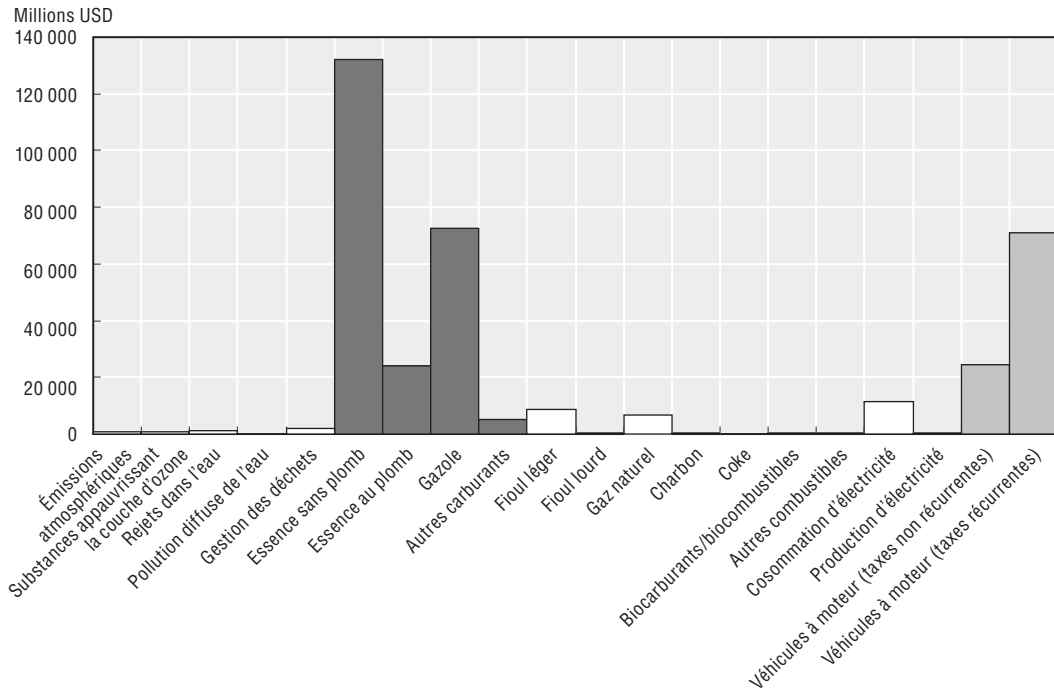
Le produit des taxes liées à l'environnement provient à hauteur d'environ 90 % de l'imposition des carburants et des véhicules à moteur, ainsi que l'illustre le graphique 2.4. Bien que les estimations utilisées pour élaborer ce graphique datent de 1995, il ressort clairement des récentes analyses consacrées aux recettes fiscales à un niveau plus global que la situation n'a dans l'ensemble guère évolué.

On relève cependant quelques changements. Ainsi, l'essence au plomb ne procure plus guère de recettes fiscales, dans la mesure où elle a cessé d'être commercialisée dans quasiment tous les pays membres de l'OCDE. Elle a été le plus souvent remplacée par l'essence sans plomb et le gazole, dont la contribution aux recettes a par conséquent augmenté. Du fait de la diésélisation du parc automobile et du recul concomitant de la proportion de voitures roulant à l'essence, la part du gazole dans les recettes totales des taxes liées à l'environnement a connu une progression particulièrement forte.

À une échelle moindre, les dix dernières années ont également vu une croissance considérable du produit des taxes liées aux déchets dans certains pays de l'OCDE, qu'il s'agisse des taxes perçues sur le traitement final des déchets (incinération et/ou mise en décharge) ou de celles appliquées à certains produits en raison des problèmes particuliers qu'ils posent dans le cadre de la gestion des déchets (batteries, pneus, lubrifiants...). C'est ce qui ressort du

Graphique 2.4. Répartition des recettes par base d'imposition

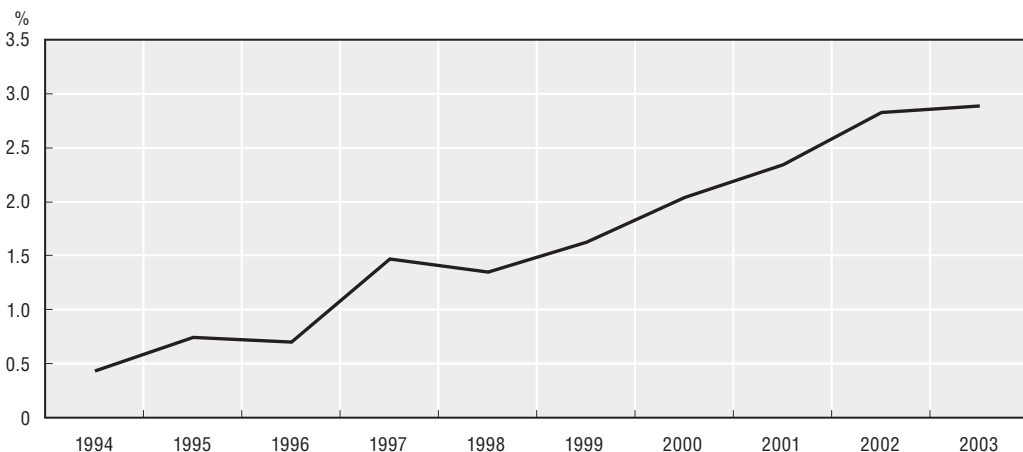
1995



Source : Estimations établies dans les pays membres de l'OCDE. Bien que les estimations utilisées pour élaborer ce graphique datent de 1995, il ressort clairement des récentes analyses consacrées aux recettes fiscales que la situation n'a dans l'ensemble guère évolué.

Graphique 2.5. Recettes provenant des taxes liées aux déchets

En % des recettes totales des taxes liées à l'environnement, entre 1994 et 2003, en Autriche, au Danemark, en Finlande, en Norvège, aux Pays-Bas, en République tchèque, au Royaume-Uni et en Suède



Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

graphique 2.5, qui montre l'évolution des recettes des taxes liées aux déchets dans neuf pays membres de l'Organisation : la part de ces recettes dans le produit total des taxes liées à l'environnement y est passée de environ 0.4 % en 1995 à 2.9 % en 2003. En outre, il est à noter que les taxes liées aux déchets dans ces neuf pays ont représenté 0.7 % du produit total des taxes liées à l'environnement de l'ensemble des pays de l'OCDE en 2003.

En 2003, les recettes fiscales liées aux déchets provenaient pour environ 45 % des taxes frappant des produits particuliers et pour environ 55 % de celles perçues sur l'incinération et la mise en décharge.

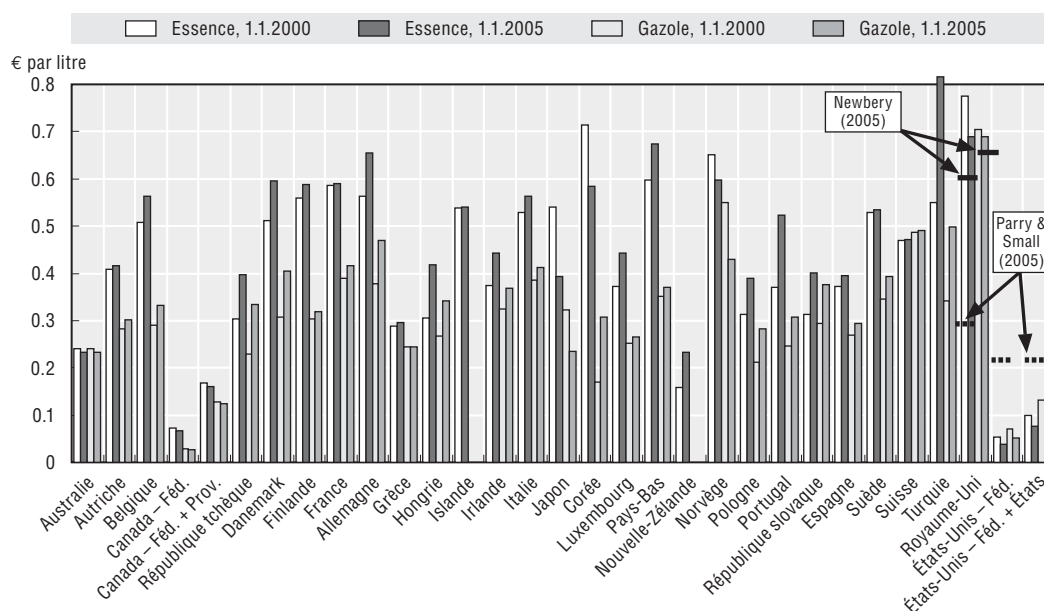
2.3. Principaux domaines d'application des taxes liées à l'environnement

2.3.1. Carburants

Comme évoqué précédemment, une part très importante du produit des taxes liées à l'environnement provient de celles frappant les carburants. Ces taxes existent depuis plusieurs dizaines d'années dans tous les pays de l'OCDE. Elles y ont été introduites essentiellement pour des raisons budgétaires, mais elles n'en ont pas moins d'importantes incidences sur le plan de l'environnement par le biais de l'effet qu'elles exercent sur les prix à payer par les automobilistes (potentiels). Le graphique 2.6 propose une comparaison

Graphique 2.6. Taux des taxes sur l'essence et le gazole dans les pays membres de l'OCDE

Au 1^{er} janvier 2000 et au 1^{er} janvier 2005, en EUR par litre



Notes : Lorsqu'il existe plusieurs catégories ou classes d'essence ou de gazole, le graphique indique le taux applicable à celle qui est réputée la plus respectueuse de l'environnement.

Il importe de noter que dans les pays extérieurs à la zone euro, l'évolution dans le temps des taux exprimés en euros peut être imputable à la fois à des changements de taux de taxation en monnaie nationale et à des changements de taux de change.

Le gazole n'était pas taxé en Islande et en Nouvelle-Zélande au 1^{er} janvier 2005. En revanche, dans ces pays, des taxes spécifiques étaient perçues sur l'utilisation de véhicules diesel. Aucune information n'est disponible concernant le Mexique.

Pour le Canada et les États-Unis, le graphique présente deux séries de colonnes : l'une fait apparaître uniquement la fiscalité fédérale, l'autre inclut aussi la moyenne non pondérée des taxes perçues par les provinces ou les États, d'après les données de l'International Fuel Tax Association (voir www.iftach.org/index50.htm).

Les lignes en pointillé indiquent pour les États-Unis et le Royaume-Uni le taux de taxation de l'essence correspondant à l'optimum de second rang, tel qu'estimé par Parry et Small (2005) en partant de l'hypothèse que les recettes des taxes sur l'essence remplacent celles des impôts sur les revenus du travail qui sont générateurs de distorsions. Si en revanche les recettes des taxes sur l'essence devaient financer des dépenses publiques supplémentaires, les taux de taxation optimaux seraient supérieurs à ceux calculés ici (pour autant que la valeur sociale des dépenses publiques supplémentaires soit supérieure à celle de l'utilisation des recettes additionnelles pour réduire les impôts sur le revenu du travail générateurs de distorsions).

Les traits continus montrent pour le Royaume-Uni les taux de taxation « optimaux » de l'essence et du gazole estimés par Newbery (2005).

Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

des taux « normaux » des taxes sur l'essence et le gazole dans les pays de l'OCDE au 1^{er} janvier 2000 et au 1^{er} janvier 2005⁶. Plusieurs observations peuvent être formulées :

- Le taux de taxation des carburants varie grandement selon les pays. Au Canada et aux États-Unis, par exemple, même en tenant compte des taxes perçues par les provinces ou les États, les prélèvements sur l'essence et le gazole ne représentent qu'une petite partie de ceux en vigueur dans plusieurs pays européens (parmi lesquels la Turquie taxe le plus lourdement l'essence et le Royaume-Uni taxe le plus lourdement le gazole). L'encadré 2.2 présente quelques réflexions sur le taux « optimal » des taxes sur les carburants.
- Des variations significatives des taux de taxation – dans les deux sens – ont été relevées entre le 1^{er} janvier 2000 et le 1^{er} janvier 2005 dans plusieurs pays. Ainsi, des hausses notables – en monnaie nationale – sont intervenues en Allemagne, au Danemark, en Hongrie, en Nouvelle-Zélande, en Pologne, au Portugal, en République slovaque et en République tchèque, tandis qu'une diminution substantielle a été enregistrée en Norvège en ce qui concerne tant l'essence que le gazole. Le relèvement des taxes constaté dans certains nouveaux États membres de l'Union européenne fait suite à la récente directive communautaire sur l'harmonisation du cadre de taxation des produits énergétiques et de l'électricité (voir Conseil de l'Union européenne, 2003)⁷.
- Le gazole est taxé à un taux bien moindre que l'essence dans tous les pays, à l'exception notable de l'Australie, des États-Unis, du Royaume-Uni et de la Suisse. Sur le plan écologique, cette situation est regrettable car les véhicules diesel contribuent davantage à la pollution atmosphérique locale et sont plus bruyants que ceux à moteur essence.

Encadré 2.2. Taux de taxation « optimal » des carburants

Dans l'idéal, comme pour d'autres matières imposables, le taux de taxation des carburants devrait refléter l'ampleur des externalités environnementales négatives associées à chaque carburant (et tenir compte du fait que les recettes produites peuvent être employées pour abaisser d'autres prélèvements fiscaux générateurs de plus de distorsions, sur les revenus du travail, par exemple). Cependant, il n'est jamais aisé d'estimer avec précision le niveau « optimal » des différents taux de taxation. En plus des difficultés liées aux données se pose la question de savoir dans quelle mesure les taux « optimaux » doivent intégrer des considérations de compétitivité industrielle et de répartition des revenus. Les études auxquelles il est fait référence dans ce chapitre ne tenant pas compte de ces aspects, le terme « optimal » est à interpréter en conséquence. Le niveau optimal dépend aussi de l'usage qui est fait du produit des taxes. Parry et Small (2005), par exemple, partent de l'hypothèse que les recettes des taxes sur l'essence remplacent celles des impôts sur les revenus du travail qui sont générateurs de distorsions. En revanche, si ces recettes finançaient des dépenses publiques supplémentaires, les taux de taxation optimaux seraient supérieurs à ceux calculés par les auteurs.

Dans le graphique 2.6 sont représentées côté droit les estimations réalisées par Parry et Small (2005) concernant le taux de taxation optimal de l'essence aux États-Unis et au Royaume-Uni. D'après ces calculs, la congestion constitue la plus importante externalité dans les deux pays, et si le niveau optimal de taxation est plus élevé dans le second, c'est principalement parce que la valeur retenue pour le coût marginal de congestion est plus élevée dans son cas. Les besoins de recettes jouent également un rôle significatif, tout comme les autres externalités que sont les accidents et la pollution atmosphérique locale. En conclusion, pour Parry et Small (2005), la taxation de l'essence est largement en deçà de « l'optimum » aux États-Unis, et supérieure à « l'optimum » au Royaume-Uni.

Encadré 2.2. Taux de taxation « optimal » des carburants (suite)

Dans son étude, Newbery (2005) commente les estimations réalisées par Parry et Small (2005). Sur la base des facteurs « redevances d'utilisation des routes » et « fiscalité verte », il arrive à des taux de 0.6 EUR par litre pour l'essence et de 0.67 EUR par litre pour le gazole au Royaume-Uni. Pour lui, « en cas d'application générale aux pays de l'UE, on constaterait que les Pays-Bas et l'Allemagne imposent l'essence à un taux *grosso modo* approprié et que seul le Royaume-Uni la surtaxe (...) À l'exception du Royaume-Uni, tous les pays taxent probablement insuffisamment le gazole. » Dans ses estimations, Newbery (2005) n'intègre pas la « composante de Ramsey » ou la taxation supplémentaire justifiée par l'effet des redevances d'utilisation des routes sur l'offre de main-d'œuvre.

EEA (2006) présente des estimations des externalités causées par différentes catégories de véhicules, exprimées en termes de kilomètres parcourus par véhicule.

Des études récentes sur la tarification optimale des transports mettent l'accent sur le recours à des redevances variables d'utilisation des routes en remplacement *partiel* des taxes sur les carburants – et ce entre autres pour mieux tenir compte de la variation des externalités négatives selon le moment de la journée et selon le lieu où se déroule l'activité de transport. On se reportera, par exemple, aux travaux de la CEMT (2000, 2003), de Glaister et Graham (2004), de Newbery (2005) et de Parry (2005). Plusieurs pays membres de l'OCDE ont instauré récemment des redevances d'utilisation des routes pour les poids lourds (voir par exemple OCDE, 2005a), et d'autres s'approprient à leur emboîter le pas.

Puisque l'utilisation de gazole a des répercussions négatives plus importantes sur l'environnement, le taux de taxation optimal de ce carburant pourrait être sensiblement supérieur à ceux calculés pour l'essence par Parry et Small.

Le fait que les véhicules diesel affichent une consommation spécifique moyenne moins élevée que les véhicules à essence – et produisent de ce fait des émissions moindres de CO₂ – ne plaide pas en faveur d'une fiscalité plus faible sur le gazole que sur l'essence, car cet effet est déjà pleinement internalisé dans les coûts d'utilisation des véhicules. Autrement dit, l'utilisateur d'un véhicule diesel bénéficie directement de la plus grande sobriété du moteur diesel par rapport au moteur à essence, et il n'est pas nécessaire de privilégier fiscalement le gazole par rapport à l'essence pour créer une incitation « idoine » concernant le choix du carburant. En tout état de cause, selon Parry et Small (2005) et d'autres, les émissions de CO₂ ne représentent qu'une petite partie de la valeur des incidences environnementales négatives associées à l'utilisation de carburants.

En revanche, les automobilistes qui tiennent compte des avantages écologiques de l'essence par rapport au gazole (s'agissant, par exemple, des émissions de NO_x et de particules et du bruit) n'en tirent aucun bénéfice privé. Par conséquent, il faudrait appliquer une fiscalité *plus élevée* au gazole qu'à l'essence pour créer une structure d'incitations « idoine » d'un point de vue écologique. Bien évidemment, les efforts en cours pour réduire les émissions de particules et de NO_x des véhicules diesel (notamment) auront pour effet d'abaisser le taux de taxation « optimal », à condition que les véhicules se comportent effectivement comme prévu en conditions d'utilisation réelles, ce qui reste à voir.

La forte hausse des cours mondiaux du brut et des prix des produits pétroliers enregistrée entre 1998 et 2005 a accentué l'opposition des opinions publiques de beaucoup de pays de l'OCDE aux taxes qui frappent les carburants. L'encadré 2.3 présente un certain nombre d'observations à ce sujet.

Encadré 2.3. **Fiscalité des carburants et niveau élevé des cours mondiaux du brut**

La forte hausse des cours mondiaux du pétrole brut intervenue entre 1998 et 2006 a suscité dans beaucoup de pays de l'OCDE d'importantes pressions publiques et politiques en faveur de l'abaissement des taxes en vigueur sur les carburants – de même que sur les autres combustibles. Un argument souvent avancé dans ce contexte est le suivant : puisque la taxe sur la valeur ajoutée et les autres taxes *ad valorem* rapportent davantage lorsque les prix hors taxes des carburants sont plus élevés, il serait « juste » que les pouvoirs publics diminuent les droits d'accise sur les carburants. Cet argument appelle plusieurs observations :

- Tout d'abord, la hausse des prix des carburants n'entraîne pas automatiquement une augmentation des recettes publiques totales, bien au contraire. En effet, tout accroissement des recettes de la TVA sur les carburants a tendance à être contrebalancé par une diminution du produit de la TVA sur d'autres biens et services, car le renchérissement des carburants conduit généralement les ménages à y consacrer une part plus importante de leurs dépenses. En outre, pareil renchérissement pousse les particuliers et les entreprises à réduire leur consommation totale, d'où un recul du produit des droits d'accise sur les carburants même en cas de taux inchangés.
- Il est permis de douter de la « nécessité » d'abaisser les taux des droits d'accise sur les carburants pour compenser de supposées répercussions négatives sur la compétitivité de certains secteurs. Les récentes flambées des prix du pétrole et des carburants constituent des phénomènes planétaires. Les concurrents étrangers des secteurs qui passent pour être « en péril » sont donc généralement confrontés à un renchérissement similaire de leurs consommations intermédiaires – en cas de bon fonctionnement des marchés, celui-ci est en grande partie répercuté sur les prix des produits et des services. Au lieu d'accorder de nouveaux allègements fiscaux à des secteurs qui bénéficient déjà bien souvent d'un traitement de faveur – et dont une grande partie des externalités environnementales négatives ne sont pas « internalisées » dans les prix –, il semblerait préférable d'atténuer ou d'éliminer les dispositions qui empêchent le cas échéant le bon fonctionnement des marchés concernés.
- Si les importateurs de pétrole commencent à abaisser les taxes pour stabiliser les prix toutes taxes comprises des carburants, les exportateurs de pétrole sauront qu'ils peuvent sans risque accroître les rentes tirées des ressources en limitant la production, avec à la clé de nouvelles hausses des cours du brut. Pareille démarche provoque normalement un recul de la demande susceptible de faire baisser le revenu des producteurs de pétrole, mais tel n'est pas le cas si les prix TTC payés par les consommateurs sont maintenus à un niveau stable par des allègements de la fiscalité.
- Certes, une forte hausse des prix des carburants peut être source de difficultés supplémentaires pour les ménages pauvres. Mais au lieu de traiter ce problème par un abaissement (général) des taxes sur les carburants, il semblerait préférable de recourir à des instruments mieux ciblés sur les catégories de ménages voulues. Les effets des taxes liées à l'environnement sur la répartition des revenus sont examinés plus avant dans le chapitre 7.

En septembre 2005, les ministres des finances des États membres de l'Union européenne sont convenus de ne pas abaisser les taxes sur les carburants en réaction à la hausse des prix du pétrole.

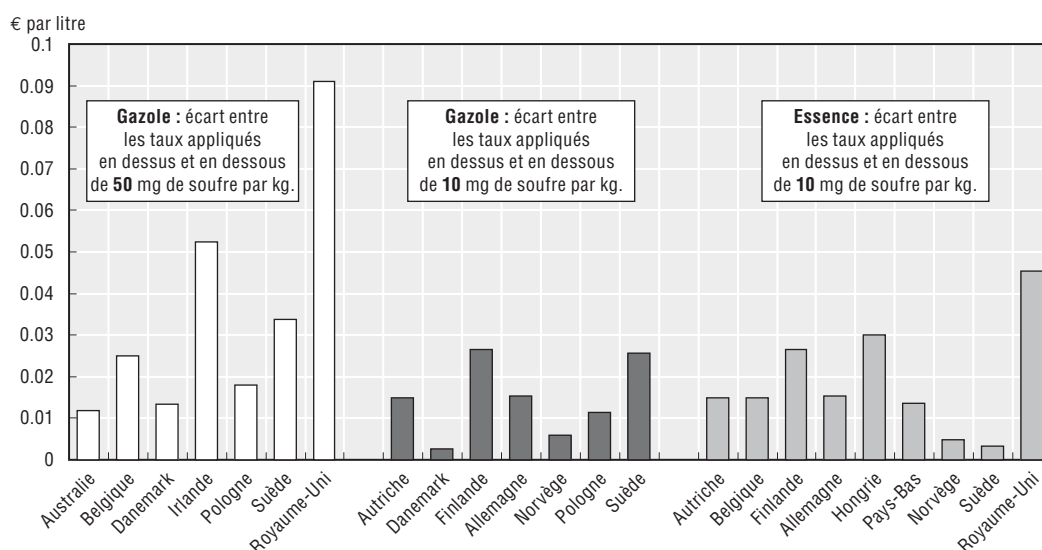
2.3.2. Différenciation des taux des taxes sur les carburants

Plusieurs pays ont choisi de moduler les taux des taxes sur l'essence et/ou le gazole en fonction de critères environnementaux. Au Danemark, par exemple, les taux varient selon que la station service est équipée ou non d'un système de récupération des vapeurs d'essence.

Une démarche plus courante consiste à moduler le taux en fonction de la teneur en soufre des carburants. Comme le montre le graphique 2.7, 13 pays membres de l'OCDE ont opté pour cette solution. Certains d'entre eux appliquent ainsi trois taux différents au gazole : un premier au-delà de 50 mg de soufre par kilogramme (ou 50 ppm), un deuxième, moins élevé, entre 10 et 50 mg/kg, et un troisième, encore plus faible, en dessous de 10 mg/kg (10 ppm). Il est frappant de constater à quel point la « prime » accordée à la teneur réduite en soufre est variable selon les pays – notamment dans le cas de gazoles affichant des teneurs en soufre qui restent relativement élevées.

Graphique 2.7. **Différenciation des taux des taxes sur l'essence et le gazole en fonction de la teneur en soufre**

1^{er} janvier 2005

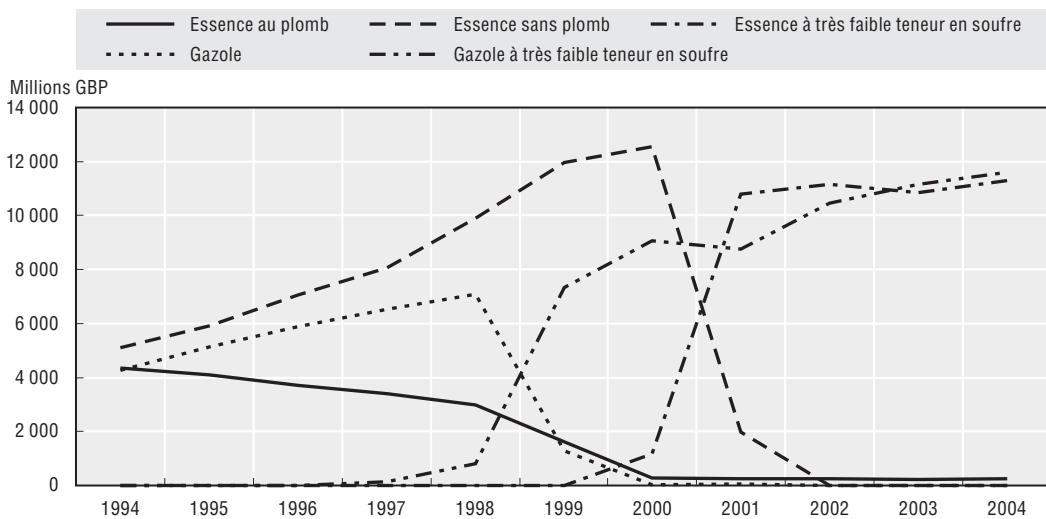


Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

À l'intérieur d'un pays donné, il y a plus d'écart entre les taux appliqués en dessus et en dessous de 50 mg de soufre par kg qu'entre ceux appliqués de part et d'autre du seuil de 10 mg/kg, ce qui n'est guère surprenant car dans le premier cas, la « prime » ainsi accordée entraîne une réduction absolue plus forte de la teneur en soufre. En effet, en l'absence de modulation des taux et d'autres mesures destinées à limiter la teneur en soufre, celle du gazole tournerait souvent autour de 350 mg/kg dans les pays membres de l'OCDE.

L'impact de cette différenciation fiscale peut être assez spectaculaire, comme le montre le cas du Royaume-Uni illustré dans le graphique 2.8. Dans ce pays, après l'entrée en vigueur d'un taux de taxation réduit sur le gazole à faible teneur en soufre en 1999 et sur l'essence à faible teneur en soufre en 2001, les carburants à plus forte teneur en soufre ont rapidement disparu du marché⁸. Des évolutions analogues ont été observées dans d'autres pays.

Graphique 2.8. **Recettes des taxes frappant différents carburants au Royaume-Uni**
1994-2003, en millions GBP



Source : www.statistics.gov.uk/StatBase/Expodata/Spreadsheets/D5688.xls.

2.3.3. Véhicules à moteur

Ainsi que le montre le graphique 2.4, les véhicules à moteur constituent une autre importante matière imposable au titre des taxes liées à l'environnement. Comme les carburants, ils font souvent l'objet de prélèvements fiscaux instaurés il y a de nombreuses années, essentiellement pour des motifs budgétaires. Mais ces prélèvements n'en ont pas moins d'importantes incidences sur le plan de l'environnement. En l'occurrence, les taxes frappant les véhicules à moteur se divisent en deux grandes catégories : les taxes *non récurrentes* et les taxes *récurrentes*. Les premières sont généralement perçues au moment de la première vente ou de la première immatriculation d'un véhicule dans le pays concerné. Les secondes peuvent s'appliquer à chaque changement ultérieur de propriétaire ou d'immatriculation du véhicule, ou constituer des taxes périodiques, comme celles que doivent acquitter chaque année les propriétaires de véhicules pour pouvoir circuler dans certains pays.

Dans les pays de l'OCDE considérés dans leur ensemble, le produit des taxes récurrentes sur les véhicules à moteur est beaucoup plus élevé que celui des taxes non récurrentes. En revanche, il est moins élevé au Danemark, en Finlande, en Norvège, en Irlande, en Corée et au Portugal.

La fiscalité sur l'achat d'un véhicule neuf est particulièrement lourde au Danemark et en Norvège. Au Danemark, le 1^{er} janvier 2005, la taxe perçue au moment de la première immatriculation d'une voiture particulière de grande taille s'élevait à 8 683 EUR + 178 % de la valeur fiscale de la voiture au-delà de 8 500 EUR. La taxe équivalente en vigueur en Norvège est décrite dans l'encadré 2.4.

Les taxes à payer à l'achat d'un véhicule à moteur peuvent varier en fonction de critères environnementaux. C'est le cas, par exemple, en Norvège (du moins jusqu'à un certain point), mais pas au Danemark. En Norvège, les différents éléments entrant dans le calcul de la taxe – poids, cylindrée et puissance – incitent tous l'acheteur à opter pour un modèle potentiellement plus sobre, et donc entre autres moins émetteur de gaz à effet de serre⁹.

Encadré 2.4. La taxe de première immatriculation sur les voitures particulières en Norvège

La taxe norvégienne de première immatriculation qui frappe les véhicules à moteur est assez complexe. Les chiffres présentés dans cet encadré se rapportent aux voitures particulières. Trois éléments entrent dans le calcul de la taxe : la cylindrée du moteur, sa puissance en kW et le poids du véhicule. À titre d'exemple, une voiture pesant 1 600 kg d'une cylindrée de 2 000 cm³ et d'une puissance de 140 kW serait imposée comme suit (selon le barème en vigueur au 1^{er} janvier 2006) :

- 9 051 EUR + 20.54 EUR par kg au-dessus de 1 500 kg, soit 11 105 EUR pour l'élément poids;
- plus 3 612 EUR + 8.03 EUR par cm³ de cylindrée au-dessus de 1 800 cm³, soit 5 218 EUR pour l'élément cylindrée;
- plus 9 196 EUR + 210.55 EUR par kW de puissance au-dessus de 130 kW, soit 11 301 EUR pour l'élément puissance moteur.

Par conséquent, le montant total de la taxe de première immatriculation d'un tel véhicule serait de 27 624 EUR.

En Autriche, un lien plus direct est établi entre le taux de la taxe d'immatriculation sur les véhicules à moteur et la consommation de carburant, du moins pour les voitures particulières dont la consommation aux 100 km est inférieure ou égale à 10 litres de gazole ou 11 litres d'essence. Dans ce cas, la consommation aux 100 km entre explicitement dans la formule servant à calculer le taux de la taxe – qui est par ailleurs multiplié par 2 % du prix d'achat net. Pour les autres voitures particulières, c'est-à-dire celles dont la consommation est supérieure aux seuils indiqués ci-dessus, le taux est toujours de 16 % du prix d'achat net.

En ce qui concerne les taxes récurrentes sur les véhicules à moteur, le taux peut également varier selon des critères écologiquement significatifs, tels que la consommation de carburant, le type de carburant (gazole, essence, GPL...), le poids du véhicule, la présence d'un convertisseur catalytique, etc. En Autriche, par exemple, la taxe est modulée en fonction de la puissance du moteur en kW. Au Danemark, en Suède et dans certains cantons suisses, la taxe annuelle d'utilisation des véhicules à moteur est fonction du poids. En Allemagne, le montant de la taxe annuelle sur les véhicules automobiles varie selon la cylindrée, la catégorie « Euro » et le carburant. Pour leur part, l'Islande et la Nouvelle-Zélande appliquent aux véhicules diesel des taxes récurrentes qui dépendent du nombre de kilomètres parcourus – en lieu et place des taxes sur le gazole¹⁰.

La Commission des Communautés européennes (2005) a présenté une proposition de directive qui a pour double objectif d'améliorer le fonctionnement du marché intérieur et de mettre en œuvre la stratégie communautaire visant à réduire les émissions de CO₂ des voitures particulières. La proposition envisage non d'introduire de nouvelles taxes sur les voitures particulières – elle ne prévoit d'ailleurs aucune obligation en ce sens –, mais de restructurer celles qui sont en vigueur dans les États membres. Elle prévoit qu'à compter du 1^{er} décembre 2008 (début de la période d'engagement prévue par le Protocole de Kyoto), au moins 25 % du total des recettes fiscales générées par les taxes d'immatriculation et les taxes annuelles de circulation le soient grâce au paramètre lié aux émissions de CO₂ intégré dans l'assiette de ces taxes. Au 31 décembre 2010, ce sont au moins 50 % des recettes fiscales totales des taxes annuelles de circulation et des taxes d'immatriculation (dans l'attente de la suppression de ces dernières) qui devraient être générés grâce à ce même paramètre.

Plusieurs pays ont étoffé récemment la fiscalité frappant les véhicules à moteur en instaurant des droits ou redevances sur les poids lourds qui sont fonction du kilométrage effectué. C'est le cas de l'Allemagne, de l'Autriche et de la Suisse, par exemple¹¹. Le projet de directive communautaire 2003/175/COD¹² encourage également la taxation de l'utilisation des autoroutes et principales routes nationales par les poids lourds.

Au Royaume-Uni, Londres et Durham ont mis en place un système de péage urbain qui oblige les automobilistes accédant au centre-ville à s'acquitter d'une redevance d'un montant non négligeable. Des dispositifs *grosso modo* comparables – mais destinés davantage à accroître les recettes qu'à faire évoluer le comportement des automobilistes – sont en vigueur depuis plusieurs années dans les principales villes de Norvège. En Suède, un système de péage de congestion a été mis en place à Stockholm à titre expérimental pour la période du 3 janvier au 31 juillet 2006.

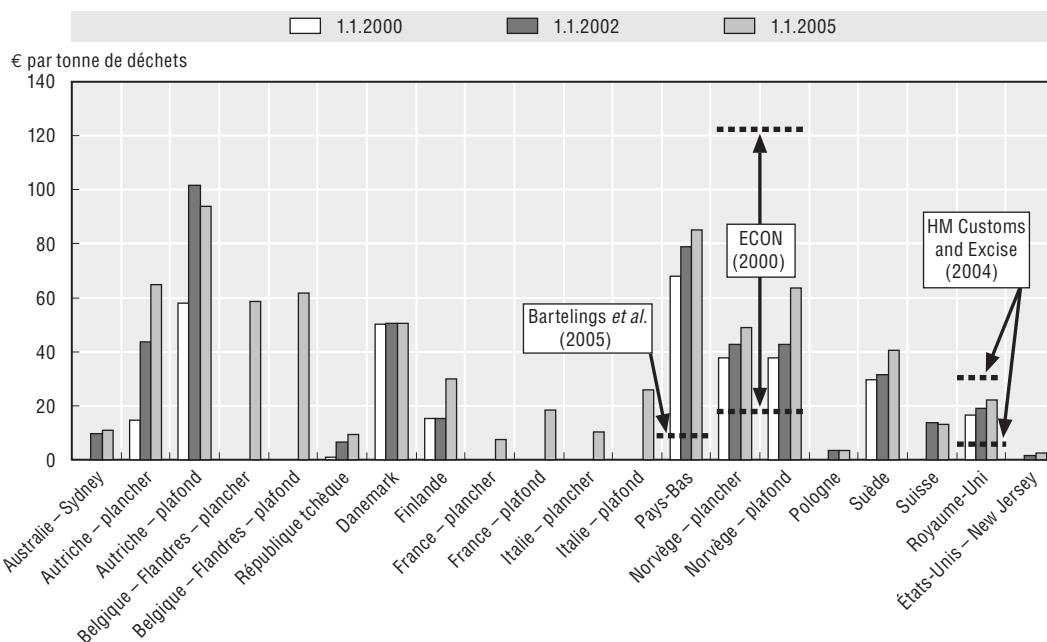
2.3.4. Déchets

Comme indiqué précédemment, on note un recours accru aux taxes liées aux déchets dans un certain nombre de pays de l'OCDE. Certaines de ces taxes visent des produits spécifiques qui posent des problèmes particuliers dans le cadre de la gestion des déchets, et ce dans le but de décourager leur utilisation¹³. D'autres sont perçues sur le traitement final des déchets – en supplément de la redevance de mise en décharge destinée à couvrir les coûts privés des exploitants des décharges – afin d'« internaliser » les incidences environnementales négatives liées à l'incinération et/ou à l'enfouissement¹⁴.

Le graphique 2.9 illustre l'évolution de la fiscalité frappant la mise en décharge de déchets municipaux ou ménagers dans certains pays de l'OCDE. Il apparaît clairement que

Graphique 2.9. Taxation de la mise en décharge de déchets municipaux

EUR par tonne, en 2000, 2002 et 2005



Note : Dans plusieurs pays, les taux sont modulés en fonction de la qualité écologique des décharges. Pour les pays concernés, le graphique présente le taux plancher, qui s'applique aux décharges présentant la qualité écologique la plus élevée, et le taux plafond, qui frappe les décharges autorisées à recevoir des déchets ménagers qui affichent la moins bonne qualité.

Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

les taxes de mise en décharge gagnent du terrain et que dans bien des cas, elles ont augmenté au fil des ans. L'encadré 2.5 présente un certain nombre d'observations au sujet du niveau « optimal » de ces taxes.

À l'instar de quelques autres pays, la Norvège a également commencé à taxer l'incinération des déchets en plus de leur mise en décharge. Nouveauté intéressante : la taxe d'incinération est assise non sur le volume de déchets traités par un incinérateur, mais sur les émissions mesurées ou estimées d'un certain nombre de polluants produites par l'incinérateur. L'exploitant de ce dernier est ainsi incité à faire baisser les émissions par tonne de déchets brûlés¹⁵.

Les traits en pointillé dans le graphique 2.9 illustrent plusieurs estimations récentes des externalités environnementales liées à la mise en décharge de déchets ménagers (ou municipaux). En l'occurrence, les estimations de Bartelings *et al.* (2005) correspondent aux décharges nouvelles aux Pays-Bas, et celles d'ECON (2000) aux décharges existantes et nouvelles en Norvège – l'estimation (très) haute renvoyant aux décharges « à l'ancienne ». Enfin, les repères HM Customs and Excise (2004) représentent une estimation haute et une estimation basse des externalités associées à la mise en décharge au Royaume-Uni, qui reposent sur les travaux du DEFRA (2004a, 2004b et 2004c), sur une étude scientifique des incidences sanitaires et environnementales de différentes options de gestion des déchets et sur une analyse d'études d'évaluation récentes.

Les taxes d'incinération et de mise en décharge sont payées directement par les intervenants de la filière de gestion des déchets (propriétaires des sites, communes, entreprises apportant leurs déchets en vue d'un traitement final, etc.). En ce qui concerne les déchets ménagers et autres déchets municipaux, elles peuvent inciter les communes à mettre en place des systèmes de collecte séparés et d'autres mesures visant à promouvoir la prévention de la production de déchets et le recyclage, et abaisser ainsi la quantité de déchets voués à l'élimination finale¹⁶. En revanche, à moins que ces taxes soient couplées à des redevances de collecte qui varient en fonction de la quantité de déchets destinés à l'élimination finale, il n'y a pas d'incitation directe pour les ménages à réduire la quantité de déchets qu'ils produisent. Les redevances de collecte devraient aussi être différenciées d'une façon ou d'une autre en fonction des atteintes à l'environnement causées par les différentes composantes des déchets. Elles devraient être moins élevées pour les composantes qui ne sont pas vouées à l'élimination finale – mais qui sont, par exemple, recyclées, comme le papier – que pour les déchets résiduels qui doivent être mis en décharge ou incinérés. Les redevances de collecte variables sont de plus en plus répandues, mais elles ne sont pas permises dans certains pays comme le Royaume-Uni¹⁷.

S'ils ne sont pas gérés convenablement, de nombreux types de piles et d'accumulateurs peuvent nuire gravement à l'environnement une fois arrivés au stade de déchet, et c'est pourquoi ils sont souvent frappés de taxes ou de redevances/droits. Le tableau 2.3 donne un aperçu de ces prélèvements et de leur montant dans plusieurs pays de l'OCDE. Étant donné que les bases d'imposition sont nombreuses et très différentes et que les taxes s'appliquent selon les cas au poids ou à l'unité, il n'est guère aisé de procéder à des comparaisons directes. Il est toutefois évident que les taux de taxation varient sensiblement selon les pays. On remarque en particulier que la Suède taxe lourdement certains types de piles et d'accumulateurs par rapport à d'autres pays.

Encadré 2.5. Taux « optimal » des taxes de mise en décharge des déchets ménagers

Comme dans le cas des carburants évoqué dans l'encadré 2.2, une taxation « optimale » de la mise en décharge devrait refléter la valeur économique des incidences environnementales négatives provoquées par celle-ci. À l'évidence, il n'est pas aisé de quantifier ces incidences, mais on dispose de quelques estimations, représentées par les traits en pointillés qui apparaissent dans le graphique 2.9.

Au Royaume-Uni, l'administration des douanes et impôts indirects (HM Customs and Excise, 2004) a élaboré une estimation basse et une estimation haute des externalités liées à la mise en décharge, en se fondant sur une étude scientifique des incidences sanitaires et environnementales de différentes options de gestion des déchets et sur une analyse des études d'évaluation récentes. En conclusion, elle constate que « dans l'hypothèse centrale, les coûts externes de la mise en décharge pourraient s'établir à environ 10 GBP par tonne de résidus urbains solides, et ceux de l'incinération (avec valorisation énergétique) à environ 13-14 GBP par tonne ».

Le rapport indique également que « l'analyse de sensibilité conduite autour de l'hypothèse centrale révèle une ample variation des externalités potentielles estimées. Par exemple, en faisant simplement varier les niveaux des émissions des décharges et des incinérateurs (sans modifier les autres facteurs), on obtient une plage de variation des coûts externes par tonne de 5 à 20 GBP (7.4-29.5 EUR) pour la mise en décharge, et de 7 à 21 GBP (10.3-30.9 EUR) pour l'incinération ».

Dijkgraaf et Vollebergh (2004) et Bartelings et al. (2005) ont comparé les coûts privés et sociaux de la mise en décharge et de l'incinération aux Pays-Bas (voir tableau 2.2). Les estimations se rapportent à un site nouveau, employant les technologies les plus récentes, en accord avec les normes d'émission en vigueur aux Pays-Bas.

Tableau 2.2. Coûts privés et coûts environnementaux de la mise en décharge et de l'incinération aux Pays-Bas

EUR par tonne de déchets

	Mise en décharge	Incinération
1. Coût privé brut	40	125
2. Gains privés		
3. – Énergie	–4	–21
4. – Matériaux	–0	–3
5. Coût privé net [1 – (3 + 4)]	36	101
6. Incidences environnementales		
7. – Changement climatique	4.21 (1.46 – 54.50)	0.11 (0.06 – 0.88)
8. – Autres émissions atmosphériques	1.22 (0.58 – 1.85)	7.22 (1.50 – 7.22)
9. – Incidences liées aux transports	1.25	1.67
10. – Nuisances	3.50 (3.50 – 3.80)	9.09 (9.09 – 9.87)
11. – Déchets solides		0.11 (0.09 – 5.62)
12. – Utilisation de terrains	0.00 (0.00 – 17.88)	
13. Coût environnemental brut (7 + 8 + 9 + 10 + 11 + 12)	10.18 (6.79 – 79.28)	18.20 (12.41 – 25.26)
14. Gains environnementaux liés à la production d'énergie et la récupération de matériaux	–1.14 (–0.85 – –4.46)	–7.63 (–6.96 – –12.56)
15. Coût environnemental net (13 – 14)	9.04 (5.94 – 74.82)	10.57 (5.45 – 12.70)
16. Coût social net (5 + 15)	45.04 (41.94 – 110.82)	111.57 (106.45 – 113.7)

Source : D'après Bartelings et al. (2005).

Encadré 2.5. Taux « optimal » des taxes de mise en décharge des déchets ménagers (suite)

Dans les deux études, il est apparu que le coût privé brut de construction par tonne de déchets était beaucoup plus élevé pour un nouvel incinérateur que pour une nouvelle décharge. L'écart se réduit – mais de peu – si l'on tient compte de la valeur économique de l'énergie produite dans les deux installations et des matériaux récupérés dans les résidus de combustion de l'incinérateur. Ainsi, le coût privé net s'établit à 36 EUR par tonne de déchets pour la décharge, mais à 101 EUR par tonne pour l'incinérateur.

Les coûts environnementaux cités dans le tableau reposent sur les estimations de Bartelings *et al.* (2005) : leur meilleure estimation est présentée dans chaque cellule à la ligne supérieure, tandis que leurs estimations « basse » et « haute » sont indiquées en dessous entre parenthèses.

Les décharges sont soumises à des prescriptions très strictes aux Pays-Bas, à telle enseigne que la possibilité d'une pollution de l'eau par une nouvelle décharge a été écartée dans les estimations. La « meilleure » estimation des incidences de la mise en décharge en termes de changement climatique repose sur les hypothèses suivantes : le coût des dommages est de 10 EUR par tonne de CO₂, le CH₄ est 21 fois plus dommageable que le CO₂, le taux de récupération du CH₄ est de 42.5 %, et le taux d'actualisation, de 4 %. En ce qui concerne l'estimation haute, les hypothèses suivantes ont été retenues : le coût des dommages est de 80 EUR par tonne de CO₂, le CH₄ est 30 fois plus dommageable que le CO₂, le taux de récupération du CH₄ est de 40 %, et le taux d'actualisation, de 3 %.

Il ressort également des « meilleures » estimations que les externalités environnementales brutes sont sensiblement plus élevées dans le cas de l'incinération que dans celui de la mise en décharge – surtout parce que les émissions atmosphériques autres que celles de gaz à effet de serre sont plus importantes et parce que les nuisances associées aux incinérateurs touchent davantage de personnes.

Cependant, l'incinération procure également d'importants gains environnementaux grâce à la valorisation énergétique et à la récupération de matériaux. Par conséquent, en termes nets, le coût environnemental de la mise en décharge n'est que légèrement inférieur à celui de l'incinération : 9 EUR par tonne de déchets contre 10.5 EUR. Le coût environnemental estimé de la mise en décharge ne représente toutefois qu'une petite partie du taux actuel de la taxe néerlandaise de mise en décharge.

La somme du coût privé net et du coût environnemental net correspond au coût social net, estimé ici à environ 45 EUR par tonne pour la mise en décharge et 112 EUR par tonne pour l'incinération.

On s'aperçoit que les estimations présentées dans les études néerlandaises concernant la valeur des externalités environnementales de la mise en décharge et de l'incinération se situent bien à l'intérieur de la plage de variation avancée dans HM Customs and Excise (2004). Dans tous les cas, les coûts environnementaux de la mise en décharge et de l'incinération sont tellement proches que le classement de ces deux options en fonction du coût social net dépend sans doute essentiellement de leur coût privé respectif.

Pour un examen plus approfondi des instruments d'action dans le domaine des déchets, voir OCDE (2004a et 2004b) et OCDE (à paraître).

Tableau 2.3. **Taxes, droits et redevances perçus sur les piles et accumulateurs dans certains pays membres de l'OCDE**

Autriche – Redevance sur les piles et accumulateurs	
Piles boutons, jusqu'à 5 grammes	0.01 EUR par unité
Piles grand public de moins de 25 grammes	0.02 EUR par unité
Piles grand public entre 25 et 100 grammes	0.07 EUR par unité
Piles grand public entre 100 et 450 grammes	0.36 EUR par unité
Batteries vidéo et blocs batteries de plus de 500 grammes	0.73 EUR par unité
Belgique – Écotaxes	
Piles	0.5 EUR par unité
Canada – Colombie-Britannique – Taxe sur les batteries	
Batteries de véhicules	3.09 EUR par unité
Danemark – Redevance sur les piles et accumulateurs	
Batteries au plomb – batteries automobiles < 100 Ah	1.61 EUR par unité
Batteries au plomb – batteries automobiles > 100 Ah	3.23 EUR par unité
Batteries au plomb – autres	2.42 EUR par unité
Accumulateurs nickel-cadmium	0.81 EUR par unité
Hongrie – Redevance sur produit visant les piles et accumulateurs	
Batteries de véhicules	0.15 EUR par kilogramme
Islande – Redevance sur les déchets dangereux	
Piles boutons alcalines	0.10 EUR par unité
Batteries contenant de l'acide	0.24 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs contenant du mercure ou du nickel-cadmium	2.30 EUR par kilogramme
Accumulateurs (instruments)	1.33-15.47 EUR par unité
Accumulateurs (transformateurs)	0.24 EUR par kilogramme
Corée – Redevance d'élimination des déchets	
Piles et accumulateurs au lithium et au nickel, jusqu'à 20 g	0.01 EUR par unité
Piles et accumulateurs au lithium et au nickel, plus de 20 g	0.60 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs au mercure	0.08 EUR par unité
Piles et accumulateurs à l'oxyde d'argent	0.05 EUR par unité
Pologne – Redevances sur produit	
Piles galvaniques	0.02-1.13 EUR par unité
Accumulateurs nickel-cadmium	0.07-5.88 EUR par unité
Portugal – Redevance sur les piles et accumulateurs	
Piles boutons	2.56 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs au lithium	1.40 EUR par kilogramme
Accumulateurs lithium-ion	0.70 EUR par kilogramme
Accumulateurs nickel-cadmium + NiMH	0.79 EUR par kilogramme
Piles salines et alcalines	1.12 EUR par kilogramme
République slovaque – Redevances sur produit au profit du recyclage et de la gestion des déchets	
Piles et accumulateurs	0.20 EUR par kilogramme
Suède – Redevance sur les piles et accumulateurs	
Piles et accumulateurs dommageables pour l'environnement – batteries de démarrage contenant du plomb	3.29 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs dommageables pour l'environnement – autres batteries au plomb	0.19 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs dommageables pour l'environnement – accumulateurs nickel-cadmium	32.9 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs dommageables pour l'environnement – piles et accumulateurs à l'oxyde d'argent	54.8 EUR par kilogramme
Piles et accumulateurs dommageables pour l'environnement – piles zinc-air	54.8 EUR par kilogramme
Suisse – Taxe d'élimination anticipée pour les piles et les accumulateurs	
Piles et accumulateurs	2.07 EUR par kilogramme

Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

2.4. Exonérations, mécanismes de remboursement, réductions de taux, etc.

Pour avoir une vision exacte de la fiscalité « effective » à laquelle sont assujetties différentes catégories d'entreprises et de ménages, il importe de tenir compte des nombreux mécanismes d'exonération, de remboursement, etc., qui accompagnent beaucoup de taxes liées à l'environnement. La base de données OCDE/AEE recense plus de 1 150 exonérations correspondant aux quelque 375 taxes en vigueur dans les pays de l'OCDE¹⁸. Ces chiffres doivent cependant être interprétés avec prudence : les exonérations sont décidées pour une multitude de raisons sociales, environnementales et économiques – notamment par crainte pour la compétitivité internationale de certains secteurs – et il est souvent difficile d'identifier les motivations principales.

Les informations figurant dans la base de données OCDE/AIE ont été en grande partie rattachées à un ou plusieurs secteurs CITI¹⁹. Au total, plus de 1 800 liens entre un secteur et une exonération ont ainsi été établis, que ce soit parce que le secteur en question *fabrique* un produit bénéficiant de l'exonération ou parce qu'il en est un *important utilisateur*. Pour une cinquantaine d'exonérations seulement, il est apparu qu'établir un tel lien n'avait pas de sens. Cela étant, les exonérations pour lesquelles il a été établi n'ont pas forcément été adoptées en premier lieu par crainte pour la compétitivité internationale du ou des secteurs CITI correspondants.

Le tableau 2.4 indique pour chaque secteur le nombre total d'exonérations, ainsi que le nombre d'exonérations correspondant aux trois principaux types de taxes. Il apparaît que c'est le secteur « Cokéfaction, fabrication de produits pétroliers raffinés et de combustibles nucléaires » qui est relié au plus grand nombre d'exonérations. Cela s'explique par les nombreuses exemptions dont bénéficient différents combustibles fossiles *produits* par ce secteur. Les exonérations sont également nombreuses pour le secteur « Construction de véhicules automobiles, de remorques et de semi-remorques », car les différentes taxes sur les véhicules automobiles sont assorties d'un nombre important d'exemptions. À l'inverse, si les transports maritimes et aériens bénéficient d'un nombre significatif d'exonérations de taxes sur les carburants, c'est en tant qu'*utilisateurs* de ces produits.

La base de données OCDE/AEE recense aussi quelque 175 mécanismes de remboursement pour l'ensemble des taxes liées à l'environnement. Certains ont été instaurés pour des raisons de compétitivité, d'autres pour des raisons sociales ou autres. Ils ont été reliés aux secteurs CITI de la même façon que les exonérations évoquées ci-dessus. Au total, environ 150 liens ont ainsi été établis et sont également présentés dans le tableau 2.4. Comme dans le cas des exonérations, il est difficile de déterminer si un mécanisme de remboursement donné a été conçu spécifiquement pour atténuer d'éventuelles répercussions sur la compétitivité : si quelques-uns des mécanismes visent à « récompenser » des pratiques ou procédés respectueux de l'environnement (le Danemark, par exemple, rembourse les sommes payées au titre des taxes sur le GPL, le gaz naturel, le gazole à faible teneur en soufre et sans soufre et l'électricité utilisés dans les transports publics), beaucoup d'autres sont destinés à alléger la pression fiscale pesant sur les entreprises sous certaines conditions.

Au lieu d'accorder des exonérations totales ou de rembourser l'intégralité des sommes payées au titre des taxes, beaucoup de pays appliquent des taux d'imposition sensiblement réduits à certains secteurs ou certaines utilisations. Ainsi, dans plusieurs pays, du gazole auquel on a adjoint un colorant et qui est taxé plus faiblement est destiné aux utilisations non routières (agricoles, par exemple). De même, les taxes sur les carburants utilisés dans le transport aérien *intérieur* – lorsqu'elles existent²⁰ – sont généralement beaucoup moins

Tableau 2.4. **Exonérations de taxes liées à l'environnement par secteurs et domaines d'application**

Désignation du secteur	Total des exonérations	Exonérations de			Total des remboursements
		Taxes sur les combustibles fossiles	Taxes sur les véhicules à moteur	Taxes sur les déchets	
Agriculture, chasse et sylviculture	78	42	17	4	20
Pêche	36	26	4	1	4
Extraction de charbon et de lignite; extraction de tourbe	35	19	1	2	0
Extraction de pétrole brut et de gaz naturel; activités annexes à l'extraction de pétrole et de gaz, sauf prospection	39	33	1	0	0
Extraction de minerais d'uranium et de thorium	11	6	1	1	0
Extraction de minerais métalliques	11	7	0	1	0
Autres activités extractives	20	8	1	5	0
Activités de fabrication, en totalité ou en majeure partie	49	34	2	1	23
Fabrication de produits alimentaires, de boissons et de produits à base de tabac	15	1	0	14	1
Fabrication des textiles, d'articles d'habillement, de chaussures, etc.	0	0	0	0	0
Production de bois et d'articles en bois, etc. (sauf fabrication de meubles)	8	7	0	0	0
Fabrication de papier et d'articles en papier	14	4	0	9	2
Édition, imprimerie et reproduction de supports enregistrés	2	0	0	2	0
Cokéfaction, fabrication de produits pétroliers raffinés et de combustibles nucléaires	345	303	6	11	15
Fabrication de produits chimiques	37	20	0	3	6
Fabrication d'articles en caoutchouc et en matières plastiques	15	0	0	15	2
Fabrication d'autres produits minéraux non métalliques	5	2	0	0	0
Fabrication de produits métallurgiques de base	10	6	0	1	0
Fabrication d'ouvrages en métaux (sauf machines et matériel)	8	1	0	6	0
Fabrication de machines et de matériel n.c.a.	16	2	13	1	1
Fabrication de machines de bureau, de machines comptables et de matériel de traitement de l'information	1	1	0	0	0
Fabrication de machines et d'appareils électriques n.c.a.	7	0	0	7	2
Fabrication d'équipements et appareils de radio, télévision et communication	0	0	0	0	0
Fabrication d'instruments médicaux, de précision et d'optique et d'horlogerie	1	0	0	1	0
Construction de véhicules automobiles, de remorques et de semi-remorques	211	2	208	0	6
Fabrication d'autres matériels de transport	28	5	17	0	0
Fabrication de meubles; activités de fabrication n.c.a.	1	0	0	0	0
Récupération	16	0	0	10	0
Production, transport et distribution d'électricité	123	60	1	0	10
Fabrication de gaz; distribution par conduite de combustibles gazeux	9	8	0	0	0
Production et distribution de vapeur et d'eau chaude	23	18	0	0	3
Captage, épuration et distribution d'eau	5	0	1	0	0
Construction	19	1	9	4	0
Commerce de gros et de détail; réparation de véhicules automobiles, etc.	8	3	2	2	0
Hôtels et restaurants	0	0	0	0	0
Transports par chemin de fer	26	17	6	0	4
Autres transports terrestres	78	22	50	2	23
Transports par conduites	0	0	0	0	0
Transports maritimes et côtiers	49	40	4	1	3
Transports par voies navigables intérieures	33	25	2	1	2
Transports aériens	71	42	8	1	4

Tableau 2.4. **Exonérations de taxes liées à l'environnement par secteurs et domaines d'application (suite)**

Désignation du secteur	Total des exonérations	Exonérations de			Total des remboursements
		Taxes sur les combustibles fossiles	Taxes sur les véhicules à moteur	Taxes sur les déchets	
Activités annexes et auxiliaires des transports; activités d'agences de voyages	5	3	1	1	0
Activités de poste et de courrier	0	0	0	0	0
Télécommunications	2	0	0	0	0
Intermédiation financière	4	0	4	0	0
Immobilier, locations et activités de services aux entreprises	14	6	6	0	4
Administration publique et défense; sécurité sociale obligatoire	175	50	90	7	4
Éducation	16	6	4	1	3
Santé et action sociale	67	7	52	2	1
Assainissement et enlèvement des ordures; voirie et activités similaires	49	4	4	33	5
Autres	18	4	9	0	0
Total	1 813	845	524	150	148

Source : Base de données OCDE/AEE sur les instruments employés dans la politique de l'environnement.

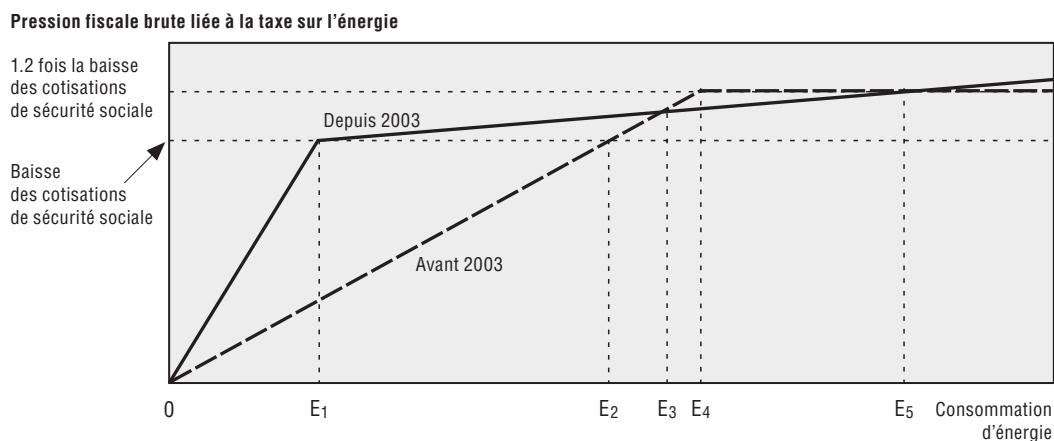
élevées que celles qui frappent les carburants consommés dans d'autres secteurs. En règle générale, les taxes sur l'énergie auxquelles sont assujettis les secteurs à forte intensité énergétique – à supposer qu'ils le soient – sont également beaucoup plus faibles que celles appliquées aux autres. En Allemagne, par exemple, les entreprises grosses consommatrices d'énergie ne paient que 3 % du taux « normal » des taxes sur l'énergie qui ont été instaurées dans le cadre de la réforme fiscale écologique, et les autres entreprises manufacturières bénéficient d'une réduction de taux de 60 %.

Pour bénéficier de réductions de taux, les entreprises sont parfois tenues d'améliorer leurs performances environnementales par d'autres moyens. Au Royaume-Uni, par exemple, les entreprises grosses consommatrices d'énergie peuvent se voir accorder une réduction de 80 % du taux de la taxe sur le changement climatique si elles atteignent des objectifs définis dans le cadre d'accords négociés sur le changement climatique²¹. Au Danemark, les entreprises inscrites peuvent bénéficier du remboursement de 13/18^e de la taxe sur le CO₂ pour les produits entrant dans les activités de transformation à forte intensité énergétique, ainsi que d'un remboursement supplémentaire correspondant à 11/45^e de la taxe si un accord sur des économies d'énergie est conclu avec le ministère des transports et de l'énergie²². L'emploi de taxes liées à l'environnement en association avec d'autres moyens d'action est examiné plus avant au chapitre 10.

Le « plafonnement de l'impôt » appliqué à certaines taxes dans plusieurs pays représente un quatrième type de mécanisme qui est susceptible d'influencer notablement le poids effectif de la fiscalité, en particulier pour les entreprises. En Suède, par exemple, si une entreprise manufacturière ou une entreprise du secteur de l'agriculture, de la sylviculture, de la pêche ou de la sericulture reste redevable d'un montant correspondant à plus de 0.8 % de son chiffre d'affaires au titre de la taxe sur le CO₂ – après l'abattement de 79 % qui est accordé systématiquement aux entreprises de tous ces secteurs – elle ne paie que 24 % du montant normalement dû au-dessus de ce plafond.

Hohlhaas et Bach (2005) ont étudié l'impact des dispositions spéciales adoptées dans le cadre de la réforme fiscale écologique en Allemagne sur l'efficacité environnementale de cette réforme. Avant 2003, les taux d'imposition effectivement appliqués à l'ensemble des industries productrices de biens ne représentaient généralement qu'un cinquième de ceux appliqués aux autres contribuables. En outre, les entreprises grosses consommatrices d'énergie étaient *entièrement exonérées* du paiement de la part de la taxe sur l'énergie qui était supérieure à 1.2 fois le montant de la baisse des cotisations de sécurité sociale obtenue grâce à la réforme. Depuis 2003, les entreprises productrices de biens paient 60 % du taux normal de la taxe, et les entreprises grosses consommatrices d'énergie bénéficient d'un *abattement* de 95 % sur la part de la taxe qui est supérieure au montant (1.0 fois) de la baisse des cotisations. Par conséquent, grâce à la réforme, même les entreprises les plus « énergivores » ont aujourd'hui une incitation certaine – *fût-elle modeste* – à réduire leur consommation d'énergie. Les effets de la modification intervenue sont illustrés dans le graphique 2.10. Alors que la pression fiscale nette a augmenté pour certaines entreprises, elle a baissé pour celles dont la consommation d'énergie se situe entre les points E₃ et E₅ du graphique.

Graphique 2.10. **Dispositions spéciales visant les entreprises grosses consommatrices d'énergie dans le cadre de la réforme fiscale écologique en Allemagne**

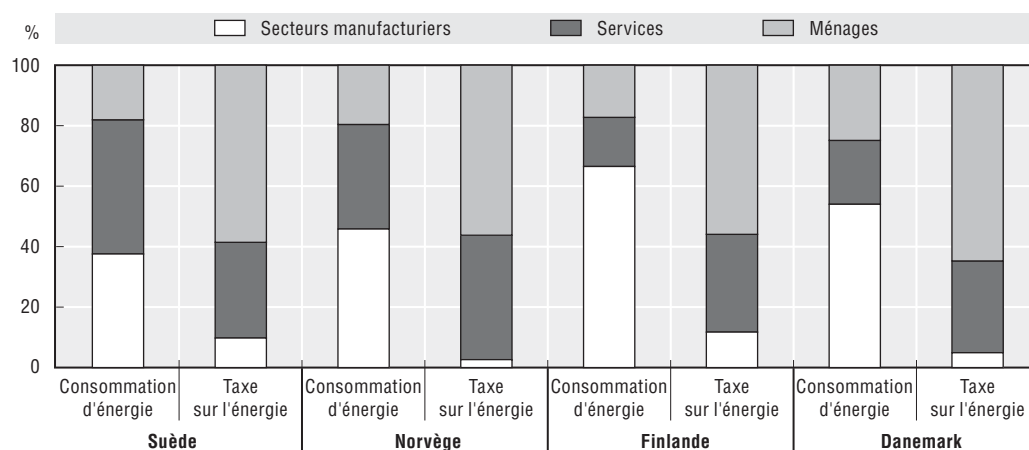


Source : D'après Kohlhaas et Bach (2005).

Eurostat (2003) a analysé les recettes des taxes sur l'énergie perçues dans différents secteurs économiques au Danemark, en Finlande, en Norvège et en Suède. Les principales constatations sont présentées dans le graphique 2.11. Dans les quatre pays, la part du secteur manufacturier dans le produit de la fiscalité énergétique est bien inférieure à sa part dans la consommation d'énergie. En revanche, la situation est inversée pour les ménages. Enfin, la contribution des secteurs de services aux recettes des taxes sur l'énergie est davantage en rapport avec leur consommation énergétique.

Graphique 2.11. **Consommation d'énergie et contribution au produit des taxes sur l'énergie**

Suède, Norvège, Finlande et Danemark, 1999



Source : Eurostat (2003).

Notes

1. La base recense également plus de 60 taxes et plus de 180 droits et redevances perçus dans certains pays d'Europe centrale et orientale qui ne sont pas membres de l'OCDE. Elle contient en outre des informations sur une petite cinquantaine de systèmes de permis négociables (tous en vigueur dans les pays de l'OCDE), plus de 50 programmes de consigne (dont une quarantaine dans les pays de l'OCDE), plus de 210 mécanismes de subvention répondant à des motivations environnementales (tous appliqués dans les pays de l'OCDE sauf 20) et une centaine d'approches volontaires (presque toutes dans les pays de l'OCDE).
La base de données prend en compte les instruments appliqués au niveau national comme au niveau infranational (départements, provinces, länder, etc.). La couverture des taxes et redevances perçues au niveau infranational a été grandement améliorée en 2005, mais elle reste incomplète. La base de données peut être consultée gratuitement à l'adresse www.oecd.org/env/policies/database.
2. Pour un panorama récent des instruments économiques employés dans la politique de l'environnement – y compris dans un certain nombre de pays non membres de l'OCDE –, voir AEE (2005). On trouvera également dans cet ouvrage un examen des systèmes de permis d'émission, des subventions et des dispositifs en matière de responsabilité et d'indemnisation qui sont appliqués dans les pays européens.
3. En outre, parmi les 250 droits et redevances liés à l'environnement qui sont répertoriés dans la base de données, 75 environ ont trait aux déchets. La distinction entre taxes et droits/redevances est parfois difficile à établir dans le domaine des déchets, par exemple lorsque se pose la question de savoir si l'emploi des recettes d'un prélèvement pour mettre en place un système de collecte de certains produits constitue un service rendu aux redevables de ce prélèvement.
4. La légère tendance à la baisse observée au Danemark entre 1999 et 2003 s'est inversée en 2004, année où les recettes des taxes liées à l'environnement ont été égales à 5.1 % du PIB.
5. Le montant élevé par habitant enregistré au Luxembourg s'explique dans une mesure non négligeable par les achats de carburants effectués dans ce pays par les habitants des pays proches. À titre indicatif, le 1^{er} janvier 2004, la fiscalité sur l'essence sans plomb était de 0.44 EUR par litre au Luxembourg, contre 0.65 EUR en Allemagne, 0.66 EUR aux Pays-Bas, 0.59 EUR en France et 0.51 EUR en Belgique.
6. Dans beaucoup de pays de l'OCDE, certains secteurs bénéficient concrètement de taux sensiblement réduits, notamment sur le gazole. On peut citer entre autres le transport de marchandises, les transports publics et les véhicules à usage non routier (agricole, par exemple).
7. Pour une analyse des incidences de la fiscalité de l'énergie dans l'Union européenne élargie, voir Kouvaritakis et al. (2005). Pour leur part, Kohlhaas et al. (2004) ont étudié les effets de la directive communautaire sur l'harmonisation de la taxation de l'énergie.

8. À l'évidence, c'est bien plus une réaction de l'offre qu'une évolution de la demande des automobilistes qui est à l'origine de ce changement. Pour des raisons logistiques, entre autres, les automobilistes n'ont généralement pas eu le choix dans les stations services entre le gazole à forte teneur en soufre et à faible teneur en soufre comme ils l'avaient eu auparavant entre l'essence au plomb et sans plomb.
9. Pour un examen des possibilités d'instaurer des mesures fiscales pour abaisser les émissions de CO₂ des voitures particulières neuves, voir Commission des Communautés européennes (2002a).
10. À partir du 1^{er} juillet 2005, le régime fiscal de l'Islande a été modifié. La taxe par kilomètre parcouru pour les véhicules utilisant le gazole a été abandonnée et une taxe de 0.52 EUR par litre de gazole consommé a été introduite.
11. OCDE (2005a) analyse comment les obstacles à l'introduction de la redevance poids lourds suisse ont été surmontés.
12. Cf. http://europa.eu.int/eur-lex/pri/fr/oj/dat/2004/c_241/c_24120040928fr00580064.pdf. La Commission européenne a publié le 7 septembre 2005 une communication sur ce sujet, COM(2005) 423 final, disponible à l'adresse http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/fr/com/2005/com2005_0423fr01.pdf.
13. Les recettes tirées de ces taxes servent parfois à financer des réseaux de collecte séparée des produits concernés. Dans ce cas, la distinction entre taxe et droit/redevance (voir encadré 2.1) peut être plus difficile à établir, car eu égard au service de collecte rendu, on peut alors considérer que le prélèvement comporte une contrepartie et constitue donc un droit ou une redevance.
14. Davies et Doble (2004) et Martinsen et Vassnes (2004) examinent respectivement la taxe de mise en décharge du Royaume-Uni et la taxe norvégienne de traitement final des déchets. À propos de la taxe de mise en décharge des Pays-Bas, voir Dijkgraaf (2004) et Dijkgraaf et Vollebergh (2004).
15. On peut toutefois se demander pourquoi des taxes similaires ne frappent pas les émissions du même type des autres (grandes) sources fixes. Voir Martinsen et Vassnes (2004) pour plus de détails sur la taxe d'incinération.
16. On suppose ici que les communes ont intérêt à réduire le montant des taxes payées par leurs administrés.
17. Pour un examen plus approfondi des liens entre les taxes d'élimination finale et les redevances variables de collecte des déchets, voir OCDE (2006a). Pour une analyse des effets des redevances variables de collecte des déchets, voir OCDE (à paraître).
18. La base de données dénombre aussi plus de 200 exonérations correspondant aux 250 droits et redevances appliqués dans les pays de l'OCDE, ainsi que plus de 100 exonérations pour 60 taxes et une cinquantaine d'exonérations pour 180 droits et redevances dans les pays non membres de l'OCDE. Si les exonérations recensées sont proportionnellement moins nombreuses pour les droits et redevances que pour les taxes, c'est peut-être entre autres parce que les informations relatives aux droits et redevances sont en général moins complètes que celles relatives aux taxes.
19. Voir <http://unstats.un.org/unsd/cr/registry/regcst.asp?Cl=17> pour plus d'informations sur la CITI.
20. En 2005, les carburants utilisés dans le transport aérien international n'étaient taxés dans aucun pays.
21. Il est à noter que les ménages ne sont pas du tout concernés par la taxe sur le changement climatique. L'économie politique de ce prélèvement est examinée dans OCDE (2005b) et Green Budget Germany (2004).
22. Pour une analyse de la précédente mouture de ces accords sur les économies d'énergie, voir OCDE (2003a).

Chapitre 3

Efficacité environnementale

Les avantages théoriques (notamment l'efficacité statique et dynamique) des taxes liées à l'environnement sont connus, mais les données *ex post* sur leur efficacité environnementale demeure relativement rares (bien que l'élasticité-prix de la demande de nombreux produits énergétiques ait été estimée). Il y a à cela plusieurs raisons. Tout d'abord, l'expérience est souvent trop récente pour qu'une évaluation probante soit possible. Ensuite, nous manquons de données et de pratique en matière d'évaluation des mesures en question. L'évaluation des taxes liées à l'environnement est d'autant plus complexe qu'elles sont généralement appliquées en même temps que d'autres instruments d'action (telles que les réglementations), ce qui fait qu'il est difficile de distinguer leur impact de celui des autres mesures. Toutefois, les données disponibles sont de plus en plus nombreuses, même si elles restent dispersées.

3.1. Élasticité directe de la demande par rapport aux prix¹

3.1.1. Produits énergétiques

La plupart des taxes liées à l'environnement sont appliquées dans les secteurs de l'énergie et des transports. L'ampleur des changements de comportement induits par ces taxes peut être mesurée en termes d'élasticité-prix. Si, une fois instituée une taxe liée à l'environnement, le prix du produit taxé augmente de 10 % et si, sous l'effet de cette hausse, sa consommation diminue de 2 %, l'élasticité-prix directe est de -0.2^2 .

Les estimations disponibles montrent que, dans la plupart des cas, la demande *toutes énergies confondues* est assez inélastique à court terme. Il ressort ainsi de OCDE (2000a) que l'élasticité oscillerait entre -0.13 et -0.26 . En revanche, l'élasticité à long terme est beaucoup plus élevée (-0.37 à -0.46). Cependant, une élasticité-prix directe très éloignée de zéro indique que l'augmentation des prix peut sensiblement réduire la demande d'énergie. Par conséquent, les taxes liées à l'environnement peuvent entraîner une réduction non négligeable de la demande d'énergie, notamment à longue échéance³.

Bjørner et Jensen (2002) ont utilisé une grande base de données contenant des informations sur la consommation d'énergie des entreprises pour estimer l'élasticité-prix moyenne de la demande dans le secteur. Leur résultat, -0.44 , est supérieur en valeur absolue aux estimations danoises précédentes, fondées sur des séries temporelles globales⁴.

Les études spécifiquement consacrées à l'élasticité-prix de la demande de *pétrole* donnent des résultats comparables, mais moins homogènes (voir le tableau 3.1)⁵. La plupart des estimations font état d'une élasticité relativement faible à court terme (-0.15 à -0.28), mais certaines donnent des valeurs nettement supérieures (-0.51 à -1.07). En général, l'élasticité à long terme est indiscutablement plus élevée (-0.23 à -1.05). Il existe des différences entre pays, dues dans une certaine mesure aux méthodes de calcul. Les responsables de l'action publique ont donc la certitude que les taxes ont un effet non négligeable sur les comportements, mais il leur est difficile d'anticiper son ampleur. Il en ressort que les taxes liées à l'environnement doivent être mises en œuvre dans une perspective à long terme et qu'il faut éviter de revenir en arrière sous l'effet des pressions

Tableau 3.1. **Exemples d'estimations de l'élasticité-prix de l'essence**

		Court terme	Long terme	Ambigu
Ensemble régression sur séries chronologiques/régression transversale	Micro	-0.30 à -0.39 (États-Unis)	-0.77 à -0.83 (États-Unis)	
	Macro	-0.15 à -0.38 (OCDE ¹)	-1.05 à -1.4 (OCDE ¹)	
		-0.15 (Europe)	-1.24 (Europe)	
		-0.6 (Mexique)	-0.55 à -0.9 (OCDE 18 ²)	
Régression transversale	Micro	-0.51 (États-Unis)		
	Macro	0 à -0.67 (États-Unis)		
Régression sur séries chronologiques	Macro	Médiane -1.07 (-0.77 à -1.34) (OECD ¹)		
	Macro	-0.12 à -0.17 (États-Unis)	-0.23 à -0.35 (États-Unis)	
Méta-analyses et enquêtes		Moyenne -0.26 (0 à -1.36) (international)	Moyenne -0.58 (0 à -2.72) (international)	Moyenne -0.53 (-0.02 à -1.59) (États-Unis)
		Médiane -0.27 (régression sur séries chronologiques)	Médiane -0.71 (régression sur séries chronologiques)	Médiane -0.53 (régression sur séries chronologiques)
		Médiane -0.28 (régression transversale)	Médiane -0.84 (régression transversale)	Médiane -0.18 (régression transversale)
				-0.53 (données de panel)
				-0.1 à -0.3 (22 estimations)

1. OCDE sauf Islande, Luxembourg et Nouvelle-Zélande.

2. OCDE 18 : Canada, États-Unis, Japon, Autriche, Belgique, Danemark, France, Allemagne, Grèce, Irlande, Italie, Pays-Bas, Norvège, Espagne, Suède, Suisse, Turquie et Royaume-Uni.

Source : Barde et Braathen (2005), à partir de OCDE (2000a).

politiques (par exemple lorsque les prix du pétrole augmentent), mais aussi planifier et annoncer longtemps à l'avance la création de prélèvements et/ou l'augmentation progressive de leur taux⁶.

Les tableaux 3.2 et 3.3 présentent plusieurs estimations de l'élasticité-prix directe de la consommation domestique d'électricité⁷. Bien qu'elles varient assez sensiblement, il est manifeste qu'une augmentation des taxes sur l'électricité entraînerait une baisse significative de la demande des ménages.

Holmøy (2005) présente une ventilation détaillée de l'évolution de la demande d'électricité dans l'industrie et les ménages. Il fait état d'une élasticité-prix directe de la demande totale d'électricité de -0.31. Dans l'industrie, ce résultat s'explique en majeure partie du fait de la substitution des facteurs.

Tableau 3.2. **Exemples d'estimations de l'élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages**

		Court terme	Long terme	Ambigu
Ensemble régression sur séries chronologiques/régression transversale	Micro	-0.433 (Norvège)	-0.442 (Norvège)	
	Macro	-0.2 (États-Unis)		
Régression transversale	Macro	-0.158 à -0.184 (États-Unis)	-0.263 à -0.329 (États-Unis)	
	Macro	-0.4 à -1.1 (Norvège)	-0.3 à -1.1 (Norvège)	
Régression sur séries chronologiques	Macro	-0.25 (États-Unis)	-0.5 (États-Unis)	
	Macro	-0.62 (États-Unis)	-0.6 (États-Unis)	
Méta-analyses et enquêtes		-0.05 à -0.9	-0.2 à -4.6	-1.42 (53 pays)
				-0.05 à -0.12 (4 études)

Source : OCDE (2001a), à partir de OCDE (2000a).

Tableau 3.3. **Autres estimations de l'élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages**

Étude	Pays	Court terme	Long terme	Précisions
Aasness et Holtsmark, 1993	Norvège		-0.2	Données sur les ménages
Halvorsen et Larsen, 1998	Norvège	-0.33	-0.42	Données sur les ménages, modèle dynamique
Parti et Parti, 1980	États-Unis	-0.58		Données sur les ménages
Morss et Small, 1989	États-Unis	-0.23	-0.38	
Baker, Blundell et Micklewright, 1989	Royaume-Uni		-0.76	Comprend des résultats sur des sous-groupes de ménages
Dennerlein, 1987	Allemagne		-0.38	Données sur les ménages, choix discrets-continus
Dubin et McFadden, 1984	États-Unis		-0.26	Choix discrets-continus
Bernard, Bolduc et Bélanger, 1996	Canada	-0.67		Choix discrets-continus
Branch, 1993	États-Unis	-0.2		Enquête sur les dépenses
Garbacz, 1983	États-Unis	-0.193		Élasticités partielles

Source : Nesbakken (1998).

3.1.2. Transports

OCDE (2000a) synthétise les estimations qui étaient alors disponibles concernant l'élasticité-prix directe dans le secteur des transports. Voir le tableau 3.4.

Goodwin, Dargay et Hanly (2004) examinent des études relatives aux effets de l'évolution des prix des carburants sur différentes composantes de la demande de transport, fondées sur les *méthodes d'estimation dynamique* (qui permettent aux effets de se cumuler pendant une période donnée). Le tableau 3.5 synthétise leurs résultats. Les élasticités à long terme indiquées ici correspondent à la décision de changer de lieu de résidence/travail en réaction à une augmentation des frais de transport. Ces élasticités à long terme seraient encore plus grandes si elles reflétaient également l'évolution de l'aménagement urbain face à la hausse des coûts de transport. Le tableau 3.6 présente l'enquête de Goodwin, Dargay et Hanly (2004) sur les études des répercussions de

Tableau 3.4. **Élasticité-prix directe des modes de transport**

	Court terme	Long terme	Ambigu
Automobile			
	-0.09 à -0.24	-0.22 à -0.31	-0.13 à -0.52
Transports publics urbains			
Régression sur séries chronologiques			-0.01 à -1.32 ¹
Régression transversale			-0.05 à -0.34
Données groupées			-0.06 à -0.44
	Régression sur séries chronologiques	Régression transversale	
Transports aériens			
Loisirs	-0.4 à -1.98		-1.52
Déplacements professionnels	-0.65		-1.15
Mixte ou divers	-0.36 à -1.81		-0.76 à -4.51
Liaisons ferroviaires interurbaines			
Loisirs	-0.67 à -1.00		-0.7
Mixte ou divers	-0.37 à -1.54		-1.4

1. La plupart des valeurs se situent entre -0.1 et -0.6.

Source : OCDE (2000a).

Tableau 3.5. Élasticité de différentes dimensions de la demande de transport par rapport au prix des carburants par litre

Estimations dynamiques fondées sur des séries chronologiques

Variable dépendante	Court terme	Long terme
Consommation de carburant (totale)		
Élasticité moyenne	-0.25	-0.64
Écart-type	0.15	0.44
Étendue	-0.01, -0.57	0, -1.81
Nombre d'estimations	46	51
Consommation de carburant (par véhicule)		
Élasticité moyenne	-0.08	-1.1
Écart-type	n.d.	n.d.
Étendue	-0.08, -0.08	-1.1, -1.1
Nombre d'estimations	1	1
Véhicule-kilomètre (total)		
Élasticité moyenne	-0.10	-0.29
Écart-type	0.06	0.29
Étendue		-0.63, -0.10
Nombre d'estimations	3	3
Véhicule-kilomètre (par véhicule)		
Élasticité moyenne	-0.10	-0.30
Écart-type	0.06	0.23
Étendue	-0.14, -0.06	-0.55, -0.11
Nombre d'estimations	2	3
Parc automobile		
Élasticité moyenne	-0.08	-0.25
Écart-type	0.06	0.17
Étendue	-0.21, -0.02	-0.63, -0.10
Nombre d'estimations	8	8

n.d. : Non disponible.

Source : Goodwin, Dargay et Hanly (2004).

l'évolution des prix des carburants fondées sur des *techniques d'estimation statique* (avec lesquelles les estimations sont censées refléter les impacts à un moment indéterminé dans le futur une fois que toutes les réponses sont connues). Le tableau 3.7 montre les résultats d'études où sont estimées des répercussions similaires d'un changement du coût d'achat d'une automobile.

Les tableaux 3.5 à 3.7 indiquent à la fois des élasticités prix directes et croisées. Il ressort des élasticités croisées qu'une augmentation du prix des carburants a tendance à réduire la taille du parc automobile dans une certaine mesure, notamment à longue échéance. De même, une hausse du coût d'achat d'une automobile réduit assez sensiblement à la fois la consommation de carburant et le nombre total de kilomètres parcourus (en particulier à long terme)⁸.

3.1.3. Déchets

Fullerton (2005) présente des estimations des effets des redevances variables sur la collecte des déchets (voir le tableau 3.8). À l'exception notable de l'étude de Podolsky et Spiegel, les répercussions d'une augmentation du prix sur la production de déchets (non triés) est relativement modeste⁹.

Tableau 3.6. **Élasticité de différentes dimensions de la demande de transport par rapport au prix des carburants par litre**

Estimations statiques

Variable dépendante	Total	Données transversales	Données transversales/ chronologiques	Données chronologiques
Consommation de carburant (totale)				
Élasticité moyenne	-0.43	-0.55	-0.28	-0.48
Écart-type	0.23	0.32	0.10	0.16
Étendue	-0.11, -1.12	-0.23, -1.12	-0.45, -0.11	-0.77, -0.28
Nombre d'estimations	24	7	9	8
Consommation de carburant (par véhicule)				
Élasticité moyenne	-0.30	Pas d'observations	-0.30	Pas d'observations
Écart-type	0.22		0.22	
Étendue	-0.89, -0.04		-0.89, -0.04	
Nombre d'estimations	22		22	
Véhicule-kilomètre (total)				
Élasticité moyenne	-0.31	-0.38	-0.27	-0.32
Écart-type	0.14	0.23	0.12	–
Étendue	-0.54, -0.13	-0.54, -0.21	-0.41, -0.13	-0.32, -0.32
Nombre d'estimations	7	2	4	1
Véhicule-kilomètre (par véhicule)				
Élasticité moyenne	-0.51	Pas d'observations	-0.33	-0.69
Écart-type	0.25		–	–
Étendue	-0.69, -0.33		-0.33, -0.33	-0.69, -0.69
Nombre d'estimations	2		1	1
Parc automobile				
Élasticité moyenne	-0.06	0.03	-0.11	Pas d'observations
Écart-type	0.08	–	0.03	
Étendue	-0.13, 0.03	0.03, 0.03	-0.13, -0.09	
Nombre d'estimations	3	1	2	

Source : Goodwin, Dargay et Hanly (2004).

Tableau 3.7. **Élasticité de différentes dimensions de la demande par rapport au coût d'achat d'une automobile**

Base de données générale

Variable dépendante	Court terme	Long terme	Statique
Consommation de carburant (totale)			
Élasticité moyenne	-0.12	-0.51	-0.45
Écart-type	0.08	0.24	0.25
Étendue	-0.26, 0.00	-0.88, 0.00	-0.66, -0.15
Nombre d'estimations	11	10	4
Véhicule-kilomètre (total)			
Élasticité moyenne	-0.19	-0.42	-0.35
Écart-type	0.12	0.21	0.42
Étendue	-0.33, 0.11	-0.62, -0.20	-0.65, -0.05
Nombre d'estimations	3	3	2
Parc automobile			
Élasticité moyenne	-0.24	-0.49	-0.38
Écart-type	0.15	0.19	0.29
Étendue	-0.44, -0.03	-0.78, -0.13	-0.59, -0.05
Nombre d'estimations	11	11	3

Source : Goodwin, Dargay et Hanly (2004).

Tableau 3.8. **Estimations empiriques de l'effet de la tarification unitaire de la collecte de déchets**

Étude	Données	Modèle	Modification de la production de déchets	Effet sur le recyclage
Wertz (1976)	Compare un système par abonnement et un droit forfaitaire	Comparaison des moyennes	$\varepsilon = -0.15$	–
Jenkins (1993)	Panel de 14 villes (10 avec redevance d'utilisation), 1980-88	MCG	$\varepsilon = -0.12$	–
Hong, Adams et Love (1993)	Enquête auprès de 4 306 ménages de Portland, dans l'Orégon (1990)	Probit ordonné, DMC	Pas d'impact significatif	Relation positive
Reschovsky et Stone (1994)	Enquête par courrier auprès de 1 422 ménages à Ithaca et autour, dans l'État de New York (1992)	Probit	–	Pas d'impact significatif
Miranda <i>et al.</i> (1994)	Panel de 21 villes sur 18 mois à partir de 1990	Comparaison des moyennes	Réduction de 17 % à 74 %	Augmentation de 128 %
Callan et Thomas (1997)	Échantillon de 324 villes du Massachusetts, dont 55 avec un système de tarification unitaire (1994)	MCO	–	Augmentation du pourcentage de 6.6 à 12.1 points
Fullerton et Kinnaman (1996)	Panel sur deux périodes de 75 ménages de Charlottesville, en Virginie (1992)	MCO	$\varepsilon = -0.076$ (poids), ou -0.23 (poubelles)	Élasticité prix croisée : 0.073
Van Houtven et Morris (1999)	Panel mensuel de 400 ménages de Marietta, en Géorgie (1994)	Modèle à effets aléatoires	–36 % (sacs), –14 % (poubelles)	Pas d'impact significatif
Podolsky et Spiegel (1998)	Échantillon de 159 communes du New Jersey, dont 12 pratiquent la tarification unitaire (1992)	MCO	$\varepsilon = -0.39$	–
Kinnaman et Fullerton (2000)	Échantillon de 959 villes des États Unis, dont 114 pratiquent la tarification unitaire (1991)	MCO DMC	$\varepsilon = -0.19$ $\varepsilon = -0.28$	$\varepsilon = 0.23$ $\varepsilon = 0.22$

ε = élasticité de la demande par rapport aux prix; MCO : moindres carrés ordinaires, MCG : moindres carrés généralisés; et DMC : doubles moindres carrés.

Source : Fullerton (2005).

Dijkgraaf (2004) analyse différents systèmes de tarification de la collecte des déchets en vigueur aux Pays-Bas et compare les élasticités-prix qui caractérisent plusieurs mécanismes de redevances variables. Les résultats sont synthétisés dans le tableau 3.9 (le modèle d'évaluation comprend une variable qui permet de tenir compte, si nécessaire, d'un degré particulièrement élevé d'activisme écologique dans les communes qui ont opté pour des prélèvements variables). Même si la pondération est prise en considération, l'élasticité estimée pour certains des systèmes étudiés est relativement élevée par rapport à celle dont il est fait état dans Fullerton (2005).

Il convient de noter que l'élasticité-prix calculée pour un système de redevances de collecte qui prévoit une facturation par sac aussi bien pour les déchets non triés que pour les déchets compostables est presque aussi élevée que celle d'un système fondé sur le

Tableau 3.9. **Élasticité-prix dans différents systèmes de redevances de collecte variables en vigueur aux Pays-Bas**

Système	Prix moyen	Totalité des déchets	Déchets non triés	Déchets compostables	Déchets recyclés
Redevance en fonction du poids	4.39	–0.40	–0.53	–0.81	0.12
Redevance par sac de déchets non triés et compostables	2.02	–0.36	–0.51	–0.85	0.20
Redevance par sac de déchets non triés	2.15	–0.07	–0.58	0.40	0.09
Redevance en fonction de la fréquence des collectes	3.91	–0.16	–0.16	–0.31	0.04
Redevance en fonction du volume de déchets	1.94	–0.00	0.01	0.09	–0.03

Source : Dijkgraaf (2004).

poids de déchets. Cette observation n'est pas sans importance, car les coûts administratifs d'une redevance par sac sont normalement beaucoup moins élevés que ceux d'une redevance en fonction du poids.

3.1.4. Pesticides

Fournissant encore un exemple sans rapport avec la consommation d'énergie, les estimations disponibles montrent que l'élasticité-prix directe de la demande de pesticides se situe entre -0.2 et -1.1 (voir le tableau 3.10). Cette élasticité est dans la plupart des cas très inférieure à -1.0 en valeur absolue, ce qui signifie que la demande de pesticides, en termes économiques, est considérée comme « inélastique ». Cependant, les estimations disponibles sont de toute évidence différentes de 0, ce qui indique qu'une taxe sur les pesticides contribuerait très certainement à faire diminuer la consommation.

Tableau 3.10. **Estimations de l'élasticité-prix directe de la demande de pesticides**

Étude	Pays	Élasticité	Observations
Oskam (1997)	UE	-0.2 à -0.5	Récapitulatif général d'autres études
DHV et LUW (1991)	Pays-Bas	-0.2 grandes cultures -0.3 horticulture	Court terme
Oskam (1992)	Pays-Bas	-0.1 exploitations mixtes -0.5 exploitations spécialisées	Moyen terme
Oude Lansink et Peerlings (1995)	Pays-Bas	-0.5 -0.7 (avec réforme de la PAC)	Fondée sur des données 1970-92
Russell (1995)	Royaume-Uni	-1.1	Étude sur 26 céréaliers, 1989-93
Falconer (1997)	Royaume-Uni	-0.3	Modèle de programmation linéaire
Ecotec (1997)	Royaume-Uni	-0.5 à -0.7	Seulement pour les herbicides employés contre les graminées adventices dans la culture des céréales
Dubgaard (1987)	Danemark	-0.3	Modèle à seuil
Dubgaard (1991)	Danemark	-0.7 herbicides -0.8 fongicides et insecticides	Période 1971-85
Schulze (1983)	Allemagne	-0.5 fongicides	Modèle de programmation linéaire
Johnsson (1991)	Suède	-0.3 insecticides -0.4 fongicides	À partir d'expériences en champ
Gren (1994)	Suède	-0.4 fongicides -0.5 insecticides -0.9 herbicides	Modèle économétrique
SEPA (1997)	Suède	-0.2 à -0.4	Récapitulatif général
Rude	Norvège	-0.2 à -0.3	
Carpentier	France	-0.3	Exploitations de culture
Papanagiotou (1995)	Grèce	-0.28	

Source : Hoevenagel et al. (1999) et Muñoz Piña (2004).

3.2. Élasticités-prix croisées

Comme nous l'avons déjà indiqué, les élasticités-prix croisées (entre différents carburants, par exemple) ont également une importance pour l'efficacité environnementale de la taxe. En témoigne dans une certaine mesure la progression de l'essence et du gazole à faible teneur en soufre face à l'essence et au gazole à teneur élevée en soufre au Royaume-Uni, illustrée par le graphique 2.8 (bien qu'elle résulte davantage d'une modification de l'offre que d'une évolution de la demande).

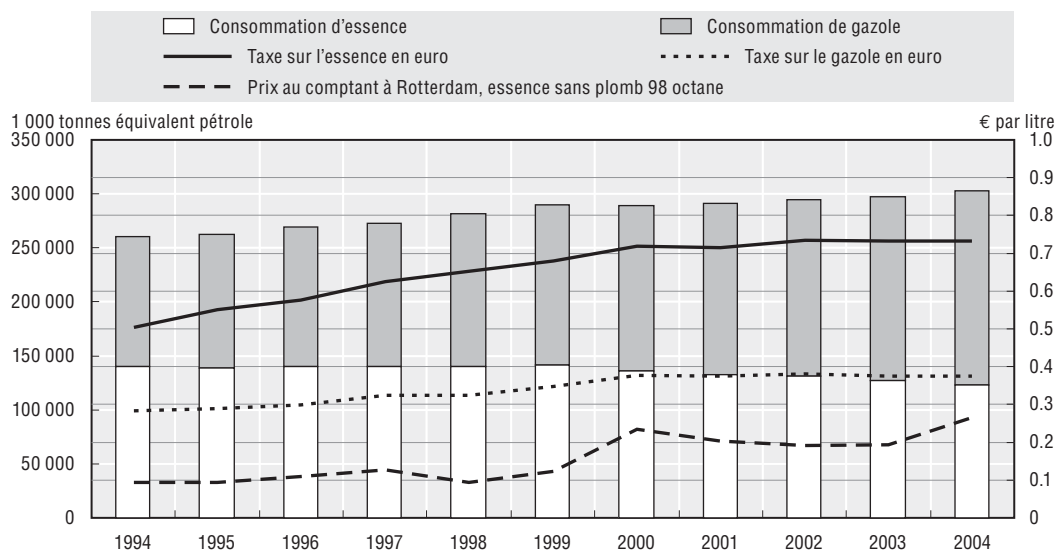
Le fait que le gazole gagne lentement mais sûrement du terrain sur l'essence, en particulier en Europe, est probablement un meilleur exemple. Ce phénomène reflète entre autres l'écart entre les taxes dont ces deux carburants font l'objet dans ces pays.

3.3. Exemples des estimations disponibles de l'évolution de la demande

3.3.1. Évolution de la demande d'essence et de gazole en Europe

Comme l'indiquait la section 2.2, la baisse des recettes des taxes liées à l'environnement, en pourcentage du PIB, depuis 1999, peut dans une certaine mesure être expliquée par la diminution de la demande d'essence dans les pays européens membres de l'OCDE. Le graphique 3.1 apporte des éléments d'information utiles à cet égard.

Graphique 3.1. **Ventes d'essence et de gazole et taxes sur ces carburants, OCDE-Europe**
1994-2004



Source : Bases de données de l'AIE et estimations de l'OCDE. Les taux moyens des taxes sont calculés à partir de données de l'AIE (essentiellement) sur les taxes sur l'essence et le gazole (y compris la TVA) acquittées par les ménages, pondérées en fonction de la part de chaque pays dans la consommation totale d'essence et de gazole dans la zone OCDE-Europe. Le prix du gazole au comptant à Rotterdam est très proche de celui de l'essence indiquée dans le graphique. Les données concernant 2004 sont préliminaires.

Entre 1994 et 2000, la moyenne pondérée du taux nominal des taxes sur l'essence en Europe a augmenté de près de 50 %, passant de 0.5 à 0.72 EUR par litre¹⁰. Entre 1994 et 1999, le prix d'importation de l'essence est demeuré plus ou moins stable, mais entre 1999 et 2000, il a fortement augmenté (consécutivement à une hausse sensible des prix mondiaux du pétrole brut). L'augmentation des taxes sur l'essence et du prix d'importation a entraîné une importante majoration des prix de l'essence à la pompe. Par conséquent, après avoir culminé en 1999, les ventes d'essence (lourdement taxée) dans la zone OCDE-Europe ont ensuite enregistré une nette diminution. En 2003, cette baisse atteignait 10 % par rapport à 1999. Le prix à la pompe du gazole a lui aussi augmenté pendant cette période (bien que la hausse des taxes ait été moins prononcée), mais il était beaucoup plus bas que celui de l'essence au départ, car le taux moyen de la taxe est de moitié inférieur environ. Les automobilistes européens étaient donc très incités, et de plus en plus, à abandonner les voitures à essence au profit des voitures diesel. Ainsi, la part de l'essence dans la consommation d'essence et de gazole de l'ensemble du secteur des transports s'établissait à 43 % en 2003, contre 54 % en 1994¹¹.

En guise d'illustration, si l'on suppose que le taux d'imposition hors TVA est de 0.6 EUR par litre et que l'essence qui n'est pas achetée n'est pas remplacée par le gazole, le manque

à gagner imputable à la diminution de 10 % des ventes d'essence dans la zone OCDE-Europe entre 1999 et 2003 atteint quelque 10.8 milliards EUR de recettes fiscales (soit à peu près 0.04 % du PIB de tous les pays membres de l'OCDE). Si toute l'essence non achetée est remplacée par le gazole, dont le taux d'imposition par litre est de moitié inférieur environ, il est proche de 0.02 % du PIB de tous les pays membres de l'OCDE. Dans les deux cas, cela « explique » en grande partie la baisse des recettes moyennes des taxes liées à l'environnement en pourcentage du PIB constatée entre 1999 et 2003 (cf. graphique 2.1).

Dans les autres parties de l'OCDE, les ventes d'essence (ou de gazole) n'ont pas franchement baissé entre 1999 et 2003, peut-être parce que, du fait de l'évolution des taux de change, l'augmentation des prix des carburants à la pompe y a été beaucoup plus lente, à la fin des années 90, que dans les pays d'Europe. Quoi qu'il en soit, la consommation de carburant a *progressé moins vite que le PIB réel* dans toutes les régions de l'OCDE (ce qui contribue aussi à réduire le pourcentage des recettes des taxes liées à l'environnement dans le PIB).

Le graphique 3.2 donne des informations comparables à celles du graphique 3.1 pour quelques pays, à savoir l'Allemagne, les États-Unis, la Norvège et la Turquie¹². Cependant, pour améliorer la comparabilité des pays, les ventes de pétrole et gazole mesurées en tonnes équivalent pétrole ont été divisées par le PIB réel mesuré en dollars américains, converti en utilisant les parités du pouvoir d'achat de 2000. Plusieurs observations peuvent être faites. Conjuguée à la hausse des prix du pétrole brut, la forte augmentation des taxes en Allemagne et en Turquie, contribue à un net recul des ventes d'essence, mais aussi de l'ensemble des carburants dans ces deux pays¹³. En Norvège, où les taxes ont été abaissées à la suite de la hausse des prix du brut en 2000, les ventes d'essence et de gazole sont restées plus stables ces dernières années. Aux États-Unis, les taxes sur les carburants comparativement basses ont contribué à une utilisation plus élevée de pétrole et de gazole par unité de PIB que dans les autres pays. On observe cependant que le gazole occupe une place beaucoup moins importante aux États-Unis que dans les trois autres pays, en partie parce qu'il y est plus lourdement taxé que l'essence.

Les évolutions décrites ici illustrent le rôle important que peuvent jouer les instruments d'action fondés sur les prix, même dans le cas des produits dont la demande est relativement « inélastique », comme l'essence et le gazole. Elles mettent aussi en évidence la place des élasticités croisées, illustrée par la substitution du gazole à l'essence, en particulier dans la zone OCDE-Europe (où l'écart entre les taxes sur ces deux carburants est le plus grand).

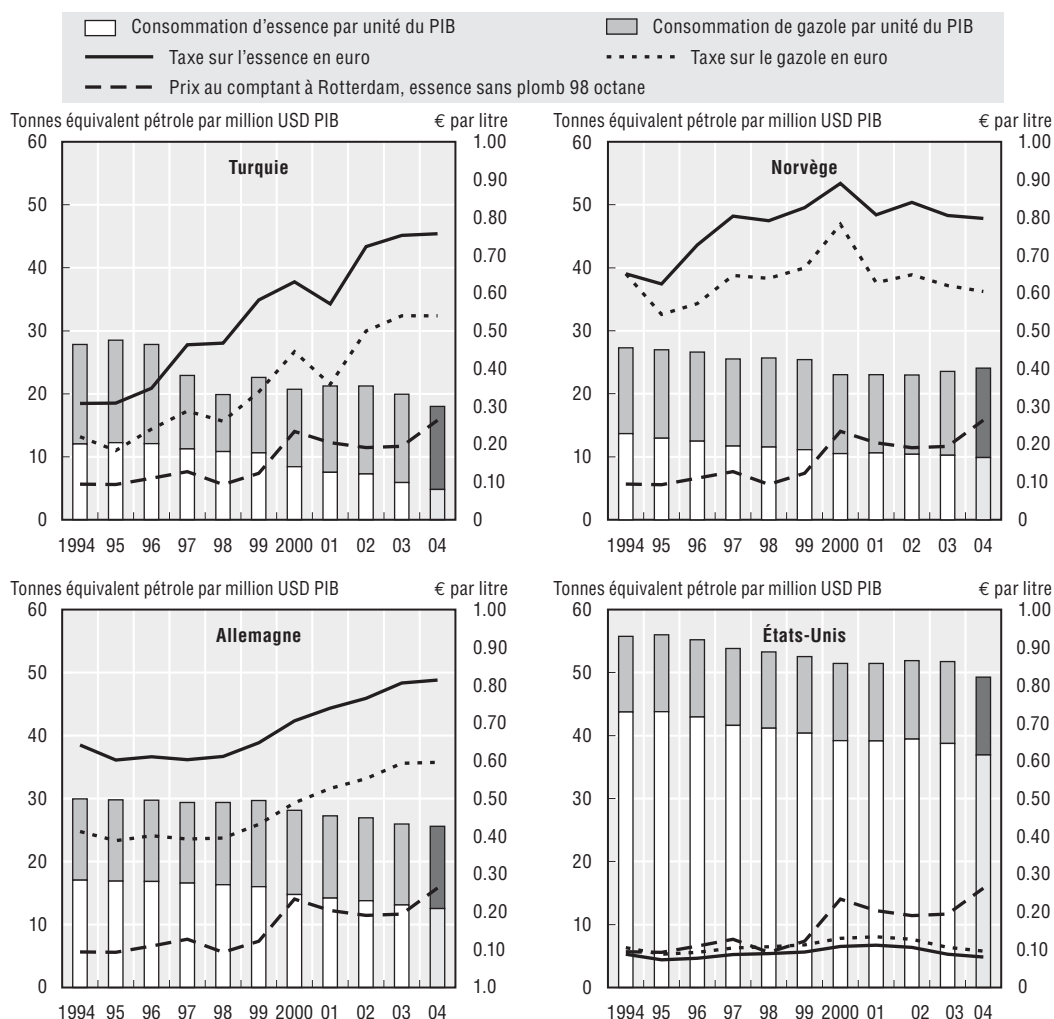
3.3.2. Exemples d'études conduites dans certains pays membres de l'OCDE

À mesure que s'accumule l'expérience dans le domaine des taxes liées à l'environnement, les estimations de l'évolution de la demande se multiplient, même si elles sont encore limitées. Quelques exemples sont présentés ci-après.

Il existe plusieurs estimations des incidences de la taxe sur le CO₂ instituée au Danemark¹⁴. Selon le Conseil des ministres des pays nordiques (2002), les émissions de CO₂ ont diminué de 6 % au Danemark au cours de la période 1988-97, tandis que le pays enregistrait une croissance économique de 20 %. Elles ont baissé de 5 % entre 1996 et 1997, c'est-à-dire lorsque la taxe a été majorée.

Graphique 3.2. Ventes d'essence et de gazole et taxes sur ces carburants dans certains pays

1994-2004



Source : Bases de données de l'AIE et estimations de l'OCDE. Les fluctuations du montant des aux États-Unis reflètent uniquement l'évolution du taux de change entre le dollar et l'euro. Des taxes fédérale et des taxes perçues par les États sont incluses. Les données concernant 2004 sont préliminaires.

D'après Schou (2005), la mise en place d'une taxe sur les pesticides au Danemark, en 1996, a entraîné un fléchissement de la consommation de ces produits de l'ordre de 10 à 13 % entre 1995 et 1996 (bien que d'autres facteurs aient joué un rôle dans cette évolution). Le doublement de cette taxe, en 1998, a contribué à une réduction de la fréquence des applications, qui est passée de 2.45 à 2.10 entre 1996 et 2002¹⁵.

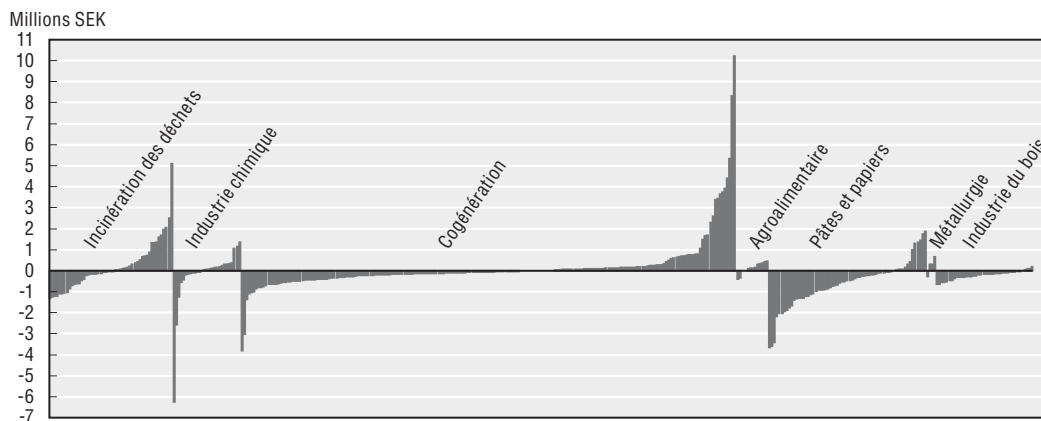
Selon le ministère des Impôts (2002), les différents taux appliqués à la taxe sur le gazole en fonction de la teneur en soufre de ce dernier ont contribué à réduire les émissions de SO₂ de 6 550 tonnes en 2000. La valeur économique de cette réduction a été évaluée à 373 millions DKK. En outre, la taxe sur les carburants diesel en tant que telle aurait fait diminuer les émissions de SO₂ de quelque 775 tonnes (valeur économique : 44 millions DKK).

Pour mettre en évidence les facteurs qui ont influé sur l'évolution des émissions des trois principaux gaz à effet de serre (CO_2 , méthane et N_2O) en Norvège de 1990 à 1999, Bruvoll et Larsen (2004) ont ventilé les changements effectivement observés et utilisé un modèle d'équilibre général appliqué pour étudier l'effet spécifique des taxes sur le carbone. Bien que les émissions totales aient augmenté, ils ont constaté une diminution sensible des émissions par unité de PIB au cours de la période, imputable à la réduction de l'intensité énergétique, à la redistribution des parts relatives des différentes sources d'énergie et à la baisse des émissions inhérentes aux procédés. Malgré une hausse considérable des prix et des taxes de certains types de carburants, l'effet de la taxe sur le carbone a été modeste. Alors que la diminution de l'intensité énergétique et la recomposition de la palette des énergies utilisées ont eu en partie pour effet de réduire les émissions de CO_2 de 14 %, les taxes sur le carbone ont contribué à cette diminution à hauteur de 2 % seulement. D'après les auteurs, cette incidence plutôt limitée peut s'expliquer par le fait qu'il existe de nombreuses exemptions et que la demande est relativement inélastique dans les secteurs où la taxe est réellement appliquée.

La Suède a créé en 1992 une taxe sur les émissions de NO_x mesurées dans les installations de combustion qui dépassent une certaine taille. Les recettes perçues sont reversées aux entreprises concernées en fonction de la quantité d'énergie qu'elles produisent¹⁶. Autrement dit, si on les considère dans leur ensemble, les entreprises ne sont pas très affectées par cette taxe. Comme le montre le graphique 3.3, il y a cependant de grandes différences entre les unités de production (dans tous les secteurs où s'applique la taxe). Les entreprises qui affichent les meilleurs rendements énergétiques dans chaque secteur touchent un versement plus élevé que la taxe qu'elles acquittent, et inversement. On peut noter que l'industrie de pâtes et papiers et l'industrie du bois sont toutes deux débitrices du système. Sterner et Höglund Isaksson (2006) affirment que c'est peut-être caractéristique du fait que la seule suggestion de réforme du système vienne du secteur des pâtes et papiers – qui voulait que la redevance remboursée soit toujours utilisée, mais avec un remboursement séparé pour les usines de chaque industrie. Cette taxe s'est révélée assez efficace, les émissions de NO_x diminuant effectivement dans les installations de combustion concernées, en partie parce qu'elle est relativement élevée (4.4 EUR par kilogramme de NO_x rejeté)¹⁷. Lorsque la taxe a été

Graphique 3.3. Créditeurs et débiteurs nets dans le cadre du système de taxation des émissions de NO_x en Suède

Unités de production de différents secteurs industriels, 2004

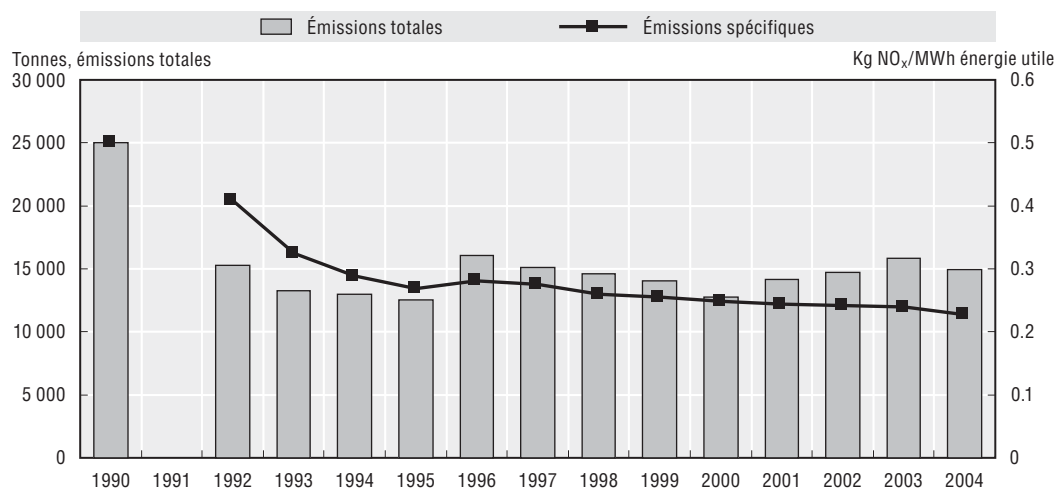


Source : Agence suédoise de protection de l'environnement.

créée, seules y ont été assujetties les installations produisant plus de 50 GWh par an. Cette limite a été abaissée à 40 GWh en 1995, puis à 25 GWh en 1996. Le graphique 3.4 indique les émissions totales des installations assujetties, dont le nombre a donc augmenté, et leurs émissions par MWh d'énergie produit. Les émissions par unité d'énergie produite ont été divisées par plus de deux depuis 1990, année où la taxe n'existait pas encore¹⁸.

Graphique 3.4. Émissions totales et spécifiques de NO_x dans la production d'énergie

Installations assujetties à la taxe sur les NO_x en Suède, 1990-2004



Source : Agence suédoise de protection de l'environnement.

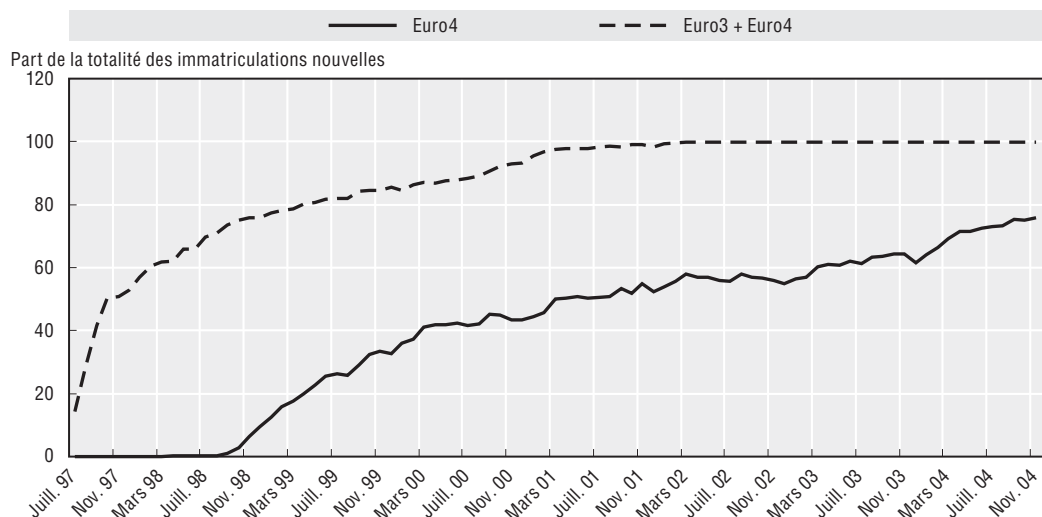
La taxe suédoise sur le soufre, mise en place en 1991, a ramené la teneur en soufre des combustibles/carburants pétroliers à 50 % en dessous du niveau autorisé par la réglementation. Ainsi, la teneur en soufre des huiles légères est désormais tombée à moins de 0.076 % (soit moins de la moitié de la limite légale, fixée à 0.2 %). D'après les estimations, la taxe aurait fait diminuer les émissions de dioxyde de soufre de 80 % depuis 1980 (Conseil des ministres des pays nordiques, 1999).

En Allemagne, plusieurs études réalisées pour l'Agence fédérale de l'environnement au sujet des impacts sociaux globaux de la réforme fiscale écologique mettent en évidence des indices indéniables selon lesquels les effets environnementaux recherchés seraient atteints. La consommation d'énergie diminue et les émissions de CO₂ pourraient avoir baissé de 2 à 3 % en 2005 (par rapport aux niveaux qui auraient été atteints en l'absence de réforme)¹⁹.

Les incitations fiscales accordées en Allemagne pour encourager l'achat de véhicules conformes aux normes d'émissions Euro 3 et Euro 4 ont également eu de nettes répercussions écologiques positives (avant que le respect de ces normes ne devienne obligatoire à l'échelle communautaire). Comme en témoigne le graphique 3.5, la part de marché des véhicules en question a rapidement augmenté une fois les incitations fiscales entrées en vigueur²⁰.

Cambridge Econometrics (2005) présente une étude approfondie des incidences du prélèvement contre le changement climatique au Royaume-Uni, en comparant l'évolution réelle des émissions avec un scénario dans lequel ce prélèvement n'existe pas et où les émissions sont estimées jusqu'en 2010 sur la base d'hypothèses diverses. Les résultats indiquent, entre autres, que les émissions totales de CO₂ sont réduites de 3.1 mtC (millions

Graphique 3.5. Part des véhicules conformes aux normes Euro 3 et Euro 4
Par rapport aux ventes totales de voitures particulières en Allemagne, 1997-2004



Notes : Entre le 01/07/1997 et le 31/12/1999, les personnes ayant acheté une voiture particulière conforme à la norme d'émission Euro 3 pouvaient bénéficier d'une réduction cumulative de la taxe annuelle, plafonnée à 125 EUR environ dans le cas des véhicules à essence et à 250 EUR dans celui des véhicules diesel.

Entre le 01/07/1997 et le 31/12/2005, les personnes qui achetaient un véhicule conforme à la norme Euro 4, plus stricte, bénéficiaient d'une réduction similaire, plafonnée à environ 300 EUR dans le cas des véhicules à essence et à 600 EUR dans celui des véhicules diesel.

La taxe à laquelle la réduction s'appliquait était fonction de la cylindrée du véhicule et son taux était plus élevé dans le cas des véhicules diesel que dans celui des véhicules à essence. Ainsi, une voiture de petite cylindrée donnait droit à une exonération pendant plus longtemps qu'une voiture de grosse cylindrée (mais aucun véhicule ne donnait droit à une exonération au-delà du 31/12/05, même si son acheteur n'avait pas encore bénéficié de la totalité de celle-ci). Depuis le 01/01/2006, tous les véhicules neufs doivent être conformes à la norme Euro 4.

Source : Ministère fédéral de l'Environnement, de la Conservation de la Nature et de la Sécurité nucléaire, Allemagne.

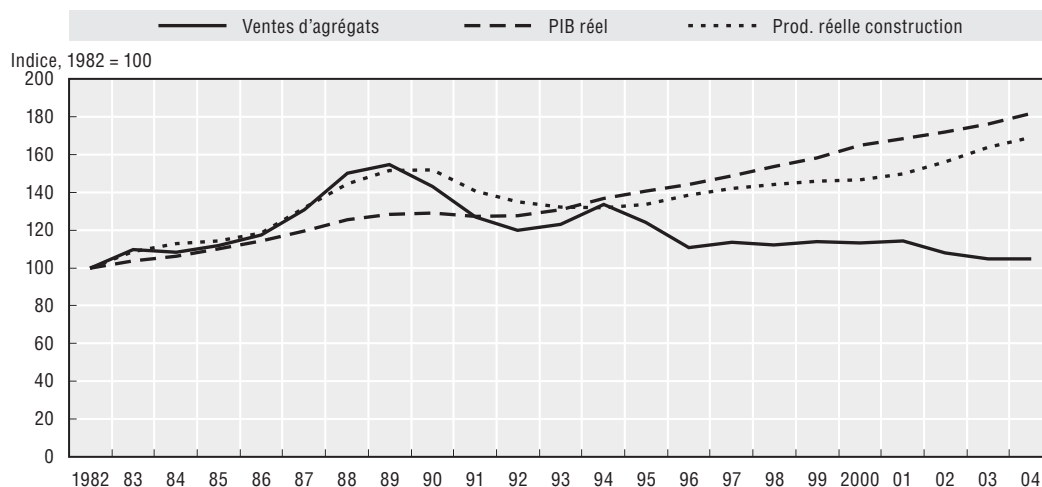
de tonnes de carbone), soit de 2 %, en 2002, et de 3.6 mtC en 2003, par rapport au scénario de référence. D'après les estimations, la réduction passe à 3.7 mtC (2.3 %) en 2010). La majeure partie de la différence (1.8 mtC en 2010) est imputée à la catégorie « autres utilisateurs finaux », c'est-à-dire aux activités commerciales et au secteur public, mais la catégorie « autres industries » (c'est-à-dire autres que les métaux de base, les minéraux et les produits chimiques) fait pour sa part diminuer les émissions de quelque 0.8 mtC (toujours en 2010). Les émissions dues à la production d'électricité sont en recul également, sous l'effet de la baisse de la demande. Dans l'interprétation de ces résultats, il convient de garder à l'esprit que les ménages ne sont pas assujettis au prélèvement contre le changement climatique et que les activités industrielles intensives en énergie peuvent bénéficier d'une exonération de 80 % si elles respectent les objectifs de rendement énergétique qui leur sont assignés par voie de négociation²¹.

Toujours au Royaume-Uni, la taxe applicable depuis avril 2002 à l'extraction de roches, de sable et de gravier, par exemple (« aggregates tax »), serait elle aussi efficace. D'après HM Treasury (2005), les ventes de matériaux primaires de ce type auraient diminué de 8 % en Grande-Bretagne entre 2001 et 2003, alors même que l'activité du secteur de la construction et la croissance du PIB étaient soutenues, comme l'illustre le graphique 3.6.

HM Treasury (2005) présente également une évaluation de la taxe sur les décharges appliquée au Royaume-Uni. La quantité de déchets inertes mis en décharge a diminué de 60 % entre 1997-98 et 2003-04. Si l'on tient compte du fait qu'une partie peut avoir été reclassée dans la catégorie exonérée, la réduction globale, s'agissant des matériaux inertes

Graphique 3.6. **Ventes d'agrégats, production réelle du secteur de la construction et PIB réel au Royaume-Uni**

1982-2004



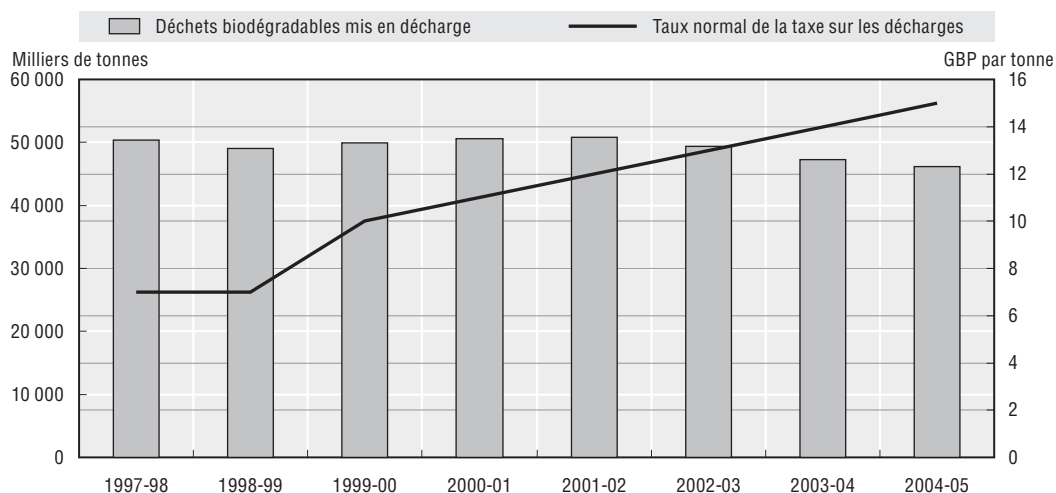
Source : British Geological Survey, ministère du Commerce et de l'Industrie, Office national de la statistique du Royaume-Uni.

ou exemptés, est encore de 16 millions de tonnes (35 %) sur la période. La diminution de la quantité totale de déchets mise en décharge est moindre, car le phénomène n'est pas aussi prononcé dans le cas des déchets biodégradables que dans celui des déchets inertes. Toutefois, comme le montre le graphique 3.7, la mise en décharge des déchets biodégradables commence à reculer elle aussi²².

Toujours dans le domaine des déchets, la taxe sur les sacs en plastique en vigueur en Irlande depuis 2002 semble avoir eu des répercussions environnementales importantes. Elle a contribué à faire diminuer l'utilisation de ces sacs de plus de 90 %, ce qui se traduit par une réduction considérable du problème que pose les détritrus (voir l'encadré 8.1 ci-après).

Graphique 3.7. **Mise en décharge de déchets biodégradables et taux normal de la taxe sur les décharges**

Royaume-Uni, 1997-98 à 2003-04



Source : HM Revenue and Customs.

Dans la plupart des pays, la différence de taxation entre l'essence avec plomb et l'essence sans plomb, conjuguée à une série de mesures telles que les réglementations qui imposent aux stations service de proposer de l'essence sans plomb ou les nouvelles normes d'émission applicables aux véhicules à moteur (qui rendent obligatoires les pots catalytiques, par exemple), a entraîné une forte chute de la consommation de l'essence au plomb, qui a désormais été retirée de la vente dans presque tous les pays membres de l'OCDE. L'incitation fiscale a nettement accéléré le processus, même si les nouveaux véhicules équipés de pots catalytiques mettent du temps à se généraliser.

En France, Salanié et Thomas (1999) ont évalué les effets de la redevance pollution prélevée par les agences de l'eau. Le taux de ce prélèvement a fluctué dans le temps (entre 1985 et 1995) et entre les quatre agences, et les auteurs estiment l'élasticité-prix entre -0.7 et -0.8.

Quoi qu'il en soit, toutes les taxes ne portent pas leurs fruits. Selon Riedinger (2005), la taxe française sur les émissions de SO₂ (38 EUR par tonne), très inférieure à ses équivalents dans les pays scandinaves, est nettement en deçà du coût des mesures que l'industrie pourrait prendre pour réduire ces émissions. Elle a donc un impact minime sur le comportement des entreprises²³. De même, d'après l'Agence suédoise de protection de l'environnement (1997), les taxes appliquées en Suède sur les pesticides sont trop basses pour avoir des effets incitatifs.

Notes

1. Des commentaires sur les différentes approches utilisées pour estimer les élasticités-prix figurent dans l'annexe technique au présent chapitre, placée à la fin de la publication.
2. Pour plus de précisions, voir OCDE (2000a, 2001a) et Barde et Braathen (2005).
3. Liu (2004) présente des estimations supplémentaires concernant les pays membres de l'OCDE.
4. Les résultats indiquent également que l'élasticité-prix est fonction du niveau des prix de l'énergie acquittés par les entreprises au départ. Ainsi, lorsque l'on classe les entreprises par ordre croissant selon les prix payés, l'élasticité de la demande d'énergie dans le premier décile est estimée à -0.4 environ. Pour les entreprises qui acquittent un prix médian, elle s'établit à -0.6 approximativement, et pour celles du 9^e décile, à -0.7 à peu près.
Si l'on juge valables les arguments relatifs à la compétitivité sectorielle, souvent invoqués en faveur de dispositions particulières concernant les entreprises qui consomment beaucoup d'énergie, les hausses de prix inframarginales dues aux fortes augmentations des taxes peuvent cependant déclencher aussi des fermetures d'entreprises qui (bien entendu) suppriment la consommation d'énergie dans les entreprises en question. Il est peu probable que les estimations de l'élasticité-prix présentées ci-dessus tiennent compte de ces répercussions, dans la mesure où les entreprises qui consomment beaucoup d'énergie au Danemark (et ailleurs) jouissaient d'avantages fiscaux pendant la période étudiée. Par conséquent, la baisse de la demande susceptible de faire suite à une majoration importante des taxes pourrait être plus sensible que ne l'indiquent les estimations ci-dessus.
5. Les résultats d'une enquête sur les estimations de l'élasticité-prix conduite dans les ministères des Finances et les ministères de l'Environnement de pays de l'OCDE pendant l'été 2005 concordent avec les indications portées dans le tableau 3.1 : l'élasticité-prix de la demande de pétrole se situe d'après ces estimations dans une fourchette de -0.15 à -0.3 à court terme (évolution de la demande sur un an), de -0.35 à -0.52 à moyen terme (sur dix ans), et de -0.8 à -1.0 à long terme.
6. Hautzinger *et al.* (2004) indiquent, après un dépouillement de la littérature, que l'élasticité-prix directe à court et moyen termes est de l'ordre de -0.2 à -0.3 dans le cas des carburants.
7. Bye, Langmoen et Aasness (2004) présente une méta-analyse préliminaire de 27 estimations de l'élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages au Danemark, en Finlande, en Norvège et en Suède. Ils aboutissent à une élasticité moyenne de -0.53, avec un écart-type de 0.08. Dans l'enquête sur les estimations de l'élasticité-prix réalisée par l'OCDE pendant l'été 2005, la Belgique a indiqué une élasticité-prix directe de la demande d'électricité des ménages de -0.19, alors que l'élasticité de la demande d'électricité dans les autres secteurs était estimée à -0.40.

8. Beaucoup d'autres estimations de l'élasticité-prix dans le domaine des transports peuvent être consultées sur le site web du Victoria Transport Policy Institute, à l'adresse suivante : www.vtpi.org/tdm/tdm11.htm#_Toc68662033.
9. Pour plus de commentaires sur l'impact des redevances variables sur la collecte des déchets, voir OCDE (à paraître b). Bartelings et al. (2005) récapitulent brièvement les études consacrées aux taxes sur les décharges et à diverses mesures concernant la collecte des déchets.
10. Les taux moyens des taxes sont calculés à partir de données de l'AIE (essentiellement) sur les taxes sur l'essence et le gazole acquittées par les ménages (y compris la TVA), pondérées en fonction de la part de chaque pays dans la consommation totale d'essence et de gazole dans la zone OCDE-Europe. Faute de séries temporelles, la Turquie n'est pas prise en compte dans le calcul.
11. Les chiffres relatifs au secteur des transports dans son ensemble comprennent par exemple les carburants (gazole) utilisés par les poids lourds. Le recul de l'essence par rapport au gazole est donc plus fort que ne le laissent penser ces pourcentages dans le cas des voitures particulières et véhicules assimilés.
12. La TVA est incluse dans les taxes indiquées ici (ce qui n'était pas le cas dans le graphique 2.6. Faute de données, seules les taxes fédérales sont prises en compte dans le cas des États-Unis).
13. Si le « tourisme à la pompe » se développe, c'est-à-dire si les automobilistes sont plus nombreux à se rendre dans les pays voisins pour y acheter des carburants taxés moins lourdement, le bénéfice environnemental net imputable à la hausse des taxes peut être moins grand que ne le laisse supposer le graphique 3.2. Dans ce cas, l'évolution des ventes de carburants ne constitue pas une variable de substitution précise de l'évolution de la consommation de carburant dans le pays considéré. Pour des raisons géographiques, le « tourisme à la pompe » peut ne pas sembler intéressant à la plupart des automobilistes en Turquie, mais il pourrait être plus important dans le cas de l'Allemagne.
14. Voir Conseil des ministres des pays nordiques (2001 et 2002) pour de plus amples informations.
15. La fréquence des applications indique ici combien de fois la surface totale des terres arables peut être traitée en moyenne avec les quantités de pesticides vendues, moyennant un dosage normal.
16. Pour de plus amples informations, voir Naturvårdsverket (2000 et 2003), Höglund Isaksson (2005) et Sterner et Höglund Isaksson (2006).
17. À titre de comparaison, rappelons que la taxe sur les émissions de NO_x mesurées dans les incinérateurs de déchets, toujours en Norvège, est de 1.8 EUR par kilogramme. Ce montant a été déterminé en fonction d'une estimation des coûts sociaux de ces émissions. Cependant, les recettes de cette autre taxe ne sont pas reversées aux incinérateurs concernés. En France, une taxe non remboursable de 0.04573 EUR par kilogramme de NO_x émis est prélevée au titre de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP).
18. La taxe sur les NO_x a accessoirement pour effet d'accroître les émissions, entre autres, de monoxyde de carbone et de N_2O , qui ne sont pas taxées.
19. Pour de plus amples informations, voir UBA (2004), Bach (2005), Knigge et Görlach (2005a et 2005b) et Kohlhaas (2005).
20. Dans la mesure où les pollueurs devraient être mis à contribution en échange des préjudices qu'ils occasionnent, il aurait peut-être été plus judicieux d'augmenter les taxes sur les véhicules qui ne respectaient pas les normes Euro que de subventionner les autres (d'autant que les subventions contribuent (marginale) à une augmentation du nombre total de véhicules). Il est difficile de dire comment la part de marché des véhicules moins polluants aurait évolué en l'absence des aides accordées, mais le graphique 3.5 illustre néanmoins clairement l'impact que peuvent avoir des incitations par les prix sur la composition de la demande de véhicules à moteur.
21. Pour davantage de précisions sur le prélèvement contre le changement climatique, voir les sections 6.2 et 10.5.3 plus loin.
22. Tandis que la taxe sur les déchets inertes (déchets de construction ou de démolition) est restée à son niveau initial, c'est-à-dire 2 GBP par tonne, depuis l'instauration de ce prélèvement en 1999, celle qui s'applique aux déchets biodégradables (les ordures ménagères non triées, par exemple) est majorée régulièrement et elle devrait continuer d'augmenter sensiblement dans les années à venir, jusqu'à atteindre 35 GBP par tonne à moyen terme. Selon HM Treasury (2006), des chiffres provisoires montrent qu'entre 1997 et 2005, le volume de déchets biodégradables mis en décharge a baissé de près de 16 %, la plus forte baisse ayant eu lieu l'année dernière. Pour davantage de précisions, voir OCDE (à paraître).
23. Voir aussi Conseil des impôts (2005). Le coût marginal de la réduction des émissions de SO_2 est estimé entre 310 et 990 EUR par tonne. La « taxe générale sur les activités polluantes » (TGAP) s'applique entre autres aux émissions de NO_x (45.73 EUR par tonne), de N_2O (57.17 EUR par tonne), d'acide chlorhydrique (38.11 EUR par tonne) et de COV (38.11 EUR par tonne).

Chapitre 4

L'enjeu de la compétitivité sectorielle – études théoriques

4.1. Introduction

Comme l'a souligné l'étude OCDE (2001a), la mise en œuvre de taxes liées à l'environnement est surtout freinée par la perspective d'une moindre compétitivité internationale pour les secteurs économiques plus particulièrement visés. Des raisons tant économiques qu'environnementales expliquent cette crainte. En règle générale, d'un point de vue économique, si l'instauration de taxes liées à l'environnement accroît les coûts encourus pour produire des biens commercialisés à l'échelle internationale, la production du pays est appelée à baisser – il devient plus intéressant d'importer que d'exporter – du moins à court terme, non sans entraîner des pertes d'emploi et d'autres ajustements dans l'économie nationale.

S'ajoutent des considérations d'ordre environnemental. Alors que les taxes liées à l'environnement risquent de faire sensiblement baisser les bénéfices pour certains secteurs, leur mise en œuvre peut rester écologiquement inopérante : i) si les producteurs délocalisent leurs activités là où elles ne seront pas soumises à des taxes comparables (dans des régions non réglementées); ou ii) si les consommateurs achètent davantage de biens provenant de régions non réglementées. En conséquence, des actions concrètes, de portée multilatérale, devraient au minimum se traduire par de meilleurs résultats environnementaux; il en va ainsi pour la réduction des émissions de CO₂, comme indiqué dans la section suivante.

Trois grands aspects entrent dans l'évaluation de la compétitivité :

- la définition de la compétitivité;
- les scénarios *ex ante* et *ex post*, autrement dit la politique « de référence » par rapport à laquelle l'impact est évalué; et
- l'instrument de politique environnementale retenu.

Nous nous proposons d'examiner ces trois aspects avant de passer à la menace pour la compétitivité, à partir de deux études de cas théoriques fondées sur des simulations dans les secteurs de l'acier et du ciment.

4.1.1. Définition de la compétitivité

Tout d'abord, rappelons que tout instrument gouvernemental axé sur des objectifs d'environnement est censé transformer les modes de consommation et/ou de production. Faute de quoi, il ne saurait apporter une quelconque amélioration dans ce domaine. D'où la nécessité de déterminer qui doit changer de comportement, jusqu'à quel point et dans quel délai¹.

Il faut aussi distinguer différents niveaux dans la notion de compétitivité, notamment ceux des entreprises, des secteurs d'activité et de l'économie tout entière du pays – voir OCDE (2003b). Est dite compétitive une entreprise capable de proposer des produits moins coûteux ou de meilleure qualité que ceux d'autres entreprises. En dernière analyse, la compétitivité commerciale se mesure en termes relatifs. La réglementation environnementale risque d'avoir des effets difficiles à appréhender, qui peuvent fort bien varier d'une entreprise à l'autre².

Appliquée à des secteurs industriels ou à l'ensemble de l'économie, la notion de compétitivité est plus sujette à controverse. Au niveau national, toute conséquence négative infligée à une entreprise ou à un secteur est généralement atténuée par les effets positifs qui se font sentir ailleurs. Dans cette perspective, à l'échelle macroéconomique, la correction des défaillances du marché améliore le résultat économique global, et les facteurs d'augmentation des coûts pour une entreprise, un secteur ou une branche d'activité peuvent se traduire par une réduction des coûts dans d'autres. L'instauration de taxes énergétiques plus élevées dont les recettes sont recyclées sous la forme d'une diminution des contributions de sécurité sociales constitue un exemple de choix. Dans ce cas, la compétitivité d'une production à forte intensité de main-d'œuvre augmente.

Si les décideurs ont de bonnes raisons de faire passer l'impact national avant l'impact sectoriel des politiques (environnementales), en pratique ils tendent à se préoccuper davantage des « perdants » éventuels de la réforme que des effets macroéconomiques³. L'accent est donc mis ici sur les conséquences pour la compétitivité à l'échelle sectorielle – et non à l'échelle nationale. Les politiques de protection du climat retiennent largement l'attention non seulement parce qu'elles sont plus susceptibles que la plupart des autres mesures environnementales de faire véritablement changer les comportements dans tous les secteurs économiques, mais aussi en raison du phénomène de « fuite ». Celui-ci survient lorsque l'application unilatérale de taxes liées à l'environnement conduit à déplacer la production dans d'autres pays. Si les taxes visent des polluants « locaux », la perte de compétitivité qui se manifeste par la délocalisation peut se justifier – compte tenu de l'amélioration apportée localement à l'environnement. Toutefois, lorsque les polluants mis en cause contribuent à des problèmes de portée planétaire, la perte de compétitivité n'a guère de contrepartie environnementale, voire aucune, dans le pays où la taxe est appliquée car la pollution s'y fait toujours sentir, même si les activités qui la provoquent ont été déplacées à l'étranger.

Trois grands ressorts de la compétitivité sectorielle doivent être envisagés pour l'instauration d'une taxe liée à l'environnement. Les effets sur la compétitivité sont :

1. inversement proportionnels à la *capacité de répercuter les augmentations de coûts sur les prix*. L'élasticité-prix de la demande, la structure du marché (nombre d'acteurs, degré d'intervention gouvernementale – réglementation ou propriété de l'État) et les caractéristiques géographiques du marché sectoriel sont déterminantes, la concurrence internationale étant le facteur le plus susceptible d'amoindrir cette capacité⁴;
2. inversement proportionnels aux *possibilités pratiques de substitution*, car si les perspectives de détermination et de financement de technologies et procédés de production plus propres sont limitées, il est impossible d'échapper aux taxes environnementales; et
3. proportionnels à l'*intensité énergétique du secteur*, les taxes liées à l'environnement étant prélevées pour l'essentiel sur la consommation d'énergie et les transports.

4.1.2. Mesure de la compétitivité et politique de « référence »

Pour évaluer l'impact des taxes liées à l'environnement sur la compétitivité, il importe de définir précisément la politique de « référence » par rapport à laquelle cet impact est mesuré. Deux aspects sont particulièrement dignes d'intérêt.

- L'*impact sur le budget de l'État*, selon qu'on suppose une incidence sur les recettes nulle ou une augmentation des recettes fiscales en cas d'application d'une taxe environnementale. De

façon générale, la neutralité doit être retenue, sinon les effets sont grandement compliqués (voire occultés) par l'impact macroéconomique de l'évolution du déficit public.

- *L'impact sur l'environnement*, selon que la comparaison porte sur deux moyens équivalents de répondre à des critères donnés de protection de l'environnement, ou que le niveau de protection de l'environnement varie d'un scénario à l'autre.

Par exemple, une taxe liée à l'environnement peut frapper les émissions industrielles du pays sans incidence budgétaire si les recettes viennent remplacer des prélèvements qui entraînent des distorsions, tels que les contributions de sécurité sociale. La mise en œuvre d'une telle politique provoque trois grands effets sur la compétitivité :

- *Redistribution de la charge fiscale entre entreprises et entre secteurs*. La charge est appelée à augmenter dans certains cas et à diminuer dans d'autres, selon l'intensité d'énergie et de main-d'œuvre. Comme indiqué dans la section précédente, la perte de parts de marché subie par les secteurs plus lourdement taxés qui sont en concurrence avec des entreprises étrangères non soumises à l'écotaxe dépend de l'intensité énergétique du secteur, de la capacité de répercuter les augmentations de coûts sur les prix et de la possibilité de remplacement des technologies et procédés de production, mais aussi de l'intensité de main-d'œuvre de ces secteurs. Par conséquent, malgré l'hypothèse d'une neutralité globale pour les recettes, l'impact sur la balance commerciale n'est pas nécessairement neutre.
- *Redistribution des coûts du respect de l'environnement* (coûts de dépollution). Ceux-ci peuvent être inégalement répartis entre les entreprises et les secteurs. L'effet sera d'autant plus grand que les coûts marginaux de dépollution varient selon les entreprises.
- *Réduction de l'ensemble des coûts du respect de l'environnement* (coûts totaux de dépollution), dans une hypothèse de neutralité environnementale. Du fait que l'écotaxe vient remplacer les mesures autoritaires antérieures, les coûts totaux de dépollution tendent parallèlement à baisser – en raison des *avantages en termes d'efficacité statique* qu'offrent les mécanismes du marché par rapport à une réglementation uniforme. Les coûts peuvent néanmoins augmenter pour certaines entreprises.

4.1.3. Hypothèse du double dividende et compétitivité sectorielle

Comme indiqué dans l'étude OCDE (2001a), le « double dividende » fait référence au deux avantages, ou dividendes, que pourrait apporter un redéploiement fiscal à finalité environnementale effectué sans incidence sur les recettes. Le premier dividende se manifeste par une protection de l'environnement plus efficace⁵ (meilleure efficacité statique et dynamique des taxes liées à l'environnement) tandis que le deuxième résulte de la réduction d'autres taxes créant des distorsions. Selon les taux marginaux concernés et le pays considéré, le deuxième dividende pourrait se concrétiser par des avantages en termes d'emploi, d'investissement et/ou d'efficacité économique, susceptibles de contrer les arguments invoqués, au nom de la compétitivité et de l'équité, à l'encontre de taxes nouvelles ou plus fortes.

Goulder (1995) établit une distinction entre une forme « faible » et une forme « forte » de double dividende⁶. Pour cet auteur, le double dividende « faible » renvoie à l'argument, recevable dans l'ensemble, selon lequel en utilisant le produit des taxes liées à l'environnement pour réduire d'autres taxes on allège la pression fiscale, par rapport à une redistribution aux entreprises sous la forme d'un montant forfaitaire, ce qui abaisse le coût d'efficacité de la réforme fiscale verte. L'idée qu'un redéploiement de la fiscalité vers les

activités polluantes peut alléger une pression fiscale excessive est plus contestable. C'est ce que Goulder entend par double dividende « fort ». Autrement dit, une réforme fiscale verte serait bénéfique pour l'environnement tout en améliorant le bien-être par ailleurs. Dans cette hypothèse, la réforme fiscale verte serait une solution « sans regrets » : même si les avantages pour l'environnement ne sont pas garantis, une telle réforme peut être souhaitable (Bovenberg 1999, p. 421).

Les deux formes de double dividende correspondent à des comparaisons différentes. Le double dividende « faible » fait intervenir la comparaison de deux cas dans lesquels, pour un *impact équivalent sur l'environnement*, les recettes sont utilisées différemment. Il découle directement de la manière dont on définit la pression fiscale excessive, à savoir généralement l'impact sur le bien-être économique d'une substitution neutre pour les recettes entre une taxe créant des distorsions et un prélèvement forfaitaire. Cette hypothèse d'une forme « faible » de double dividende est largement admise par les économistes, alors que la plausibilité d'une forme « forte » dépend étroitement de la structure économique. Si une réforme fiscale verte n'est sans doute pas susceptible d'accroître le bien-être dans des domaines autres que l'environnement là où les marchés du travail sont opérationnels, *il se peut* qu'elle y parvienne dans des économies en proie à un chômage involontaire.

L'argument du double dividende « fort », selon lequel la mobilisation de recettes publiques par le biais de taxes liées à l'environnement allégerait la pression fiscale excessive (tout en améliorant l'environnement) met en regard deux cas comportant des *effets différents sur l'environnement*. Il compare aussi la pression excessive de deux taxes à l'origine de distorsions (taxes liées à l'environnement et contributions de sécurité sociale, par exemple), ce qui ne va pas de soi, surtout dans un contexte où des taxes produisant des recettes existent déjà. De façon générale, les publications spécialisées laissent supposer qu'un double dividende « fort » est peu probable à partir d'une structure fiscale efficiente génératrice de recettes. Un double dividende « fort » est envisageable si les taxes initiales sont sous-optimales (encore que d'autres réformes fiscales, sans rapport avec l'environnement, pourraient aussi améliorer le bien-être, éventuellement de façon plus marquée) et dans quelques autres cas précis (voir, par exemple, Bovenberg et van der Ploeg, 1994).

Au vu des réformes fiscales écologiques appliquées en Europe, Hoerner et Bosquet (2001) estiment que les programmes en la matière ont plutôt allégé la fiscalité du travail, essentiellement en réduisant les coûts salariaux indirects correspondant aux cotisations sociales versées par les employeurs. En examinant les simulations de réformes fiscales écologiques, ces auteurs constatent que là où les recettes des taxes environnementales servent à réduire d'autres taxes créant des distorsions, les performances économiques s'améliorent en termes d'emploi et de PIB. S'agissant de l'emploi, les meilleurs résultats sont obtenus lorsque le recyclage prend la forme d'une baisse des cotisations sociales, soit 85 % de résultats positifs dans ce cas, contre 35 % en cas de réduction de l'impôt sur le revenu, par exemple.

L'impact net sur le bien-être résultant d'un redéploiement de la fiscalité du travail et du capital vers la pollution, dans une optique de neutralité pour les recettes, peut se décomposer de la manière suivante :

1. un *gain de bien-être primaire* qui résulte des avantages environnementaux de la réforme, nets de la réduction de la rente du consommateur liée à l'augmentation de prix des activités polluantes;

2. un *effet de recyclage des recettes*, ou gain d'efficacité, à condition que le produit de la taxe liée à l'environnement soit recyclé par le biais d'une réduction de taxes créant des distorsions; et
3. un *effet d'interaction des taxes* comprenant trois aspects, comme le démontrent Parry et al. (1999). Le premier est la perte d'efficacité liée au recul de l'offre de main-d'œuvre consécutif à la hausse de prix des activités polluantes, qui fait baisser les salaires réels. Le deuxième et le troisième aspects renvoient à la nécessité de mobiliser des recettes fiscales supplémentaires à partir d'autres facteurs de production (le capital, en particulier) pour combler la perte de recettes liée à la réduction des cotisations sociales et pour maintenir constantes les dépenses publiques réelles alors que les prix augmentent. L'effet d'interaction des taxes a un impact négatif sur le bien-être dans la mesure où la charge de la taxe liée à l'environnement est en partie transférée vers d'autres facteurs de production, avec pour conséquence une amplification des pertes d'efficacité dues aux distorsions créées par les taxes préexistantes.

En outre, des gains d'efficacité dynamique sont à prévoir, étant donné le maintien des mesures incitant à réduire encore les émissions pour éviter les taxes liées à l'environnement sur les niveaux d'émission existants, moyennant une restructuration industrielle et la recherche de technologies et procédés antipollution efficaces par rapport au coût.

Bien que l'argument du double dividende « fort » ne soit pas suffisamment convaincant pour faire adopter la taxation environnementale, la prise en considération du double dividende « faible » entraîne un certain nombre de prolongements stratégiques importants :

1. Si le produit des taxes liées à l'environnement sert à opérer, à titre compensatoire, des réductions *forfaitaires* de la charge fiscale (pour veiller à la répartition des revenus ou pour éviter de compromettre la compétitivité sectorielle), cela revient à *sacrifier d'éventuels gains d'efficacité*, par rapport à une réduction des taux marginaux. D'où, généralement, une préférence pour les instruments qui génèrent des recettes, plutôt que des instruments impliquant un manque à gagner⁷. S'agissant du choix entre le principe des « droits acquis » (en fonction des émissions passées) et la « mise aux enchères » pour l'allocation des permis d'émissions négociables, il faut noter que le premier équivaut à une restitution forfaitaire des recettes, et délaisse les gains d'efficacité qu'on aurait pu réaliser en utilisant les recettes pour réduire des taxes à l'origine de distorsions.
2. Le *niveau optimal de lutte antipollution* est indissociable de l'instrument de politique environnementale retenu (Lee et Misiulek, 1986). À supposer que le taux de la taxe liée à l'environnement soit inférieur au taux maximum d'imposition et de recettes fiscales au sens de Laffer, le niveau efficace de lutte antipollution est d'autant plus élevé que l'instrument accroît les recettes.

4.1.4. Effets sur la compétitivité de différents instruments de politique environnementale

Toute analyse des effets sur la compétitivité induits par des taxes liées à l'environnement doit préciser les termes de la comparaison et admettre que les effets et le niveau d'imposition optimal ne sauraient être dissociés de l'instrument utilisé.

Soit une mesure efficace de type autoritaire servant de référence et une taxe sur les émissions aboutissant au même niveau global de réduction de la pollution; la seule différence réside dans la charge fiscale (répartie entre les sources en fonction des émissions résiduelles respectives) et dans le total des recettes fiscales obtenues. En ce qui

concerne les coûts du respect de l'environnement (coûts de dépollution), il n'y a pas de différence par rapport à la mesure autoritaire de référence. Les montants supplémentaires acquittés par les entreprises au titre de la taxe peuvent avoir un coût en termes de perte de compétitivité; c'est peut-être par ce premier mécanisme que se manifestent les effets préjudiciables des taxes liées à l'environnement sur la compétitivité. S'ajoutent, en venant éventuellement compenser les incidences de cette charge fiscale supplémentaire pour les entreprises, les conséquences des recettes obtenues pour la compétitivité. Cet aspect est étroitement lié au « double dividende ». Si les ouvrages sur la question tendent à montrer que les taxes liées à l'environnement renforcent la compétitivité de l'économie (mobilisation de recettes plus efficiente), dans quelle mesure l'avantage (si tant est qu'il existe) compense-t-il l'impact sur la compétitivité de cette taxe liée à l'environnement?

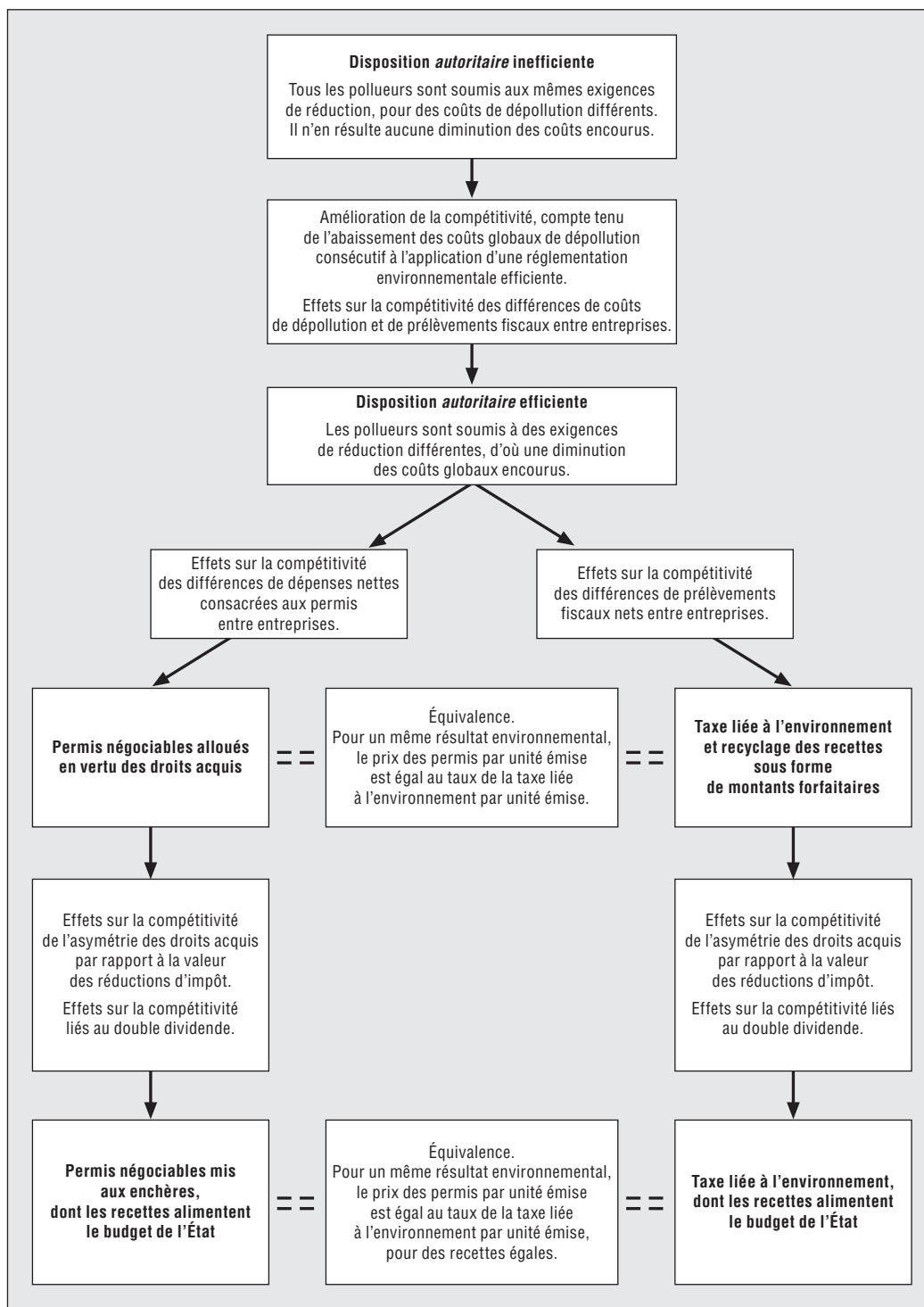
L'organigramme 4.1 – d'après OCDE (2003f) – montre de façon schématique comment l'ensemble d'effets sur la compétitivité change d'un instrument de politique environnementale à un autre. Les divers instruments apparaissent dans les cases à bordure épaisse de l'organigramme 4.1, tandis que les cases à bordure mince correspondent aux effets sur la compétitivité résultant du passage d'un instrument à l'autre dans le sens indiqué par les flèches. On suppose que tous les instruments visent un même impact global sur l'environnement.

La comparaison des effets sur la compétitivité de différents instruments de politique environnementale se réfère à une hypothétique mesure efficiente de type autoritaire (un peu au-dessus du centre du graphique), dans laquelle la forme de lutte antipollution nécessaire pour toutes les sources ramène au minimum le coût global de la réduction⁸. L'argument en faveur de l'utilisation des mécanismes du marché repose essentiellement, bien entendu, sur la faible probabilité qu'une disposition contraignante produise un résultat aussi efficient, car il faudrait que l'instance de réglementation puisse obtenir des informations complètes sur les coûts de dépollution supportés par les entreprises. Néanmoins, cette hypothèse permet de distinguer divers éléments dans les effets de différents instruments sur la compétitivité.

Si on compare la mesure autoritaire de référence « efficiente » avec la mesure autoritaire « réelle » (en haut de l'organigramme 4.1), pour laquelle les dispositions réglementaires ne peuvent tenir pleinement compte des différences de coûts de dépollution entre entreprises, la mesure « réelle » suppose des coûts totaux plus élevés, et par conséquent un manque global d'efficience, ainsi qu'une perte de compétitivité à l'échelle macroéconomique. Des différences sont à prévoir d'une entreprise à l'autre, les coûts de dépollution pouvant être plus ou moins élevés. Sans doute faut-il s'attendre à une disparité des effets sur la compétitivité – autrement dit, à ce que les entreprises réglementées soient gagnantes ou perdantes selon les cas.

Dans le cadre d'un marché de permis fonctionnant de façon efficiente, un système de permis vendus aux enchères et une taxe, pour une même action sur les émissions, entraînent des conséquences budgétaires équivalentes. Le prix d'équilibre des permis par unité d'émission équivaldrait à la taxe unitaire sur les émissions, les paiements effectués par les entreprises et les recettes produites étant égaux. Sous l'angle des effets sur la compétitivité, ces deux instruments sont interchangeables. La partie inférieure de l'organigramme 4.1 se divise en deux branches correspondant aux instruments fiscaux, à droite, et aux permis négociables, à gauche.

Organigramme 4.1. Impact sur la compétitivité de différents instruments environnementaux



Source : OCDE (2003f).

Enfin, on peut examiner les effets probables sur la compétitivité des permis négociables alloués en vertu des droits acquis, et non par voie d'enchères. Par rapport à la vente aux enchères, aucune recette nette n'est générée, d'où l'absence de gains d'efficacité liés au double dividende « faible ». Les effets sur la compétitivité à l'échelle de l'entreprise dépendent de la relation entre l'allocation de permis et le nombre de permis dont l'entreprise a besoin à l'équilibre. Les entreprises qui en reçoivent plus bénéficient de l'avantage conféré par la valeur des permis excédentaires; quand les opérations se soldent par des achats nets, ceux-ci entraînent un surcoût pour les entreprises concernées.

On notera que les permis négociables alloués selon le principe des droits acquis équivalent dans l'analyse à la taxation des émissions, les recettes étant réorientées vers les assujettis de la même manière. Exception faite des incitations axées sur une efficacité dynamique, les permis négociables reposant sur les droits acquis sont également comparables à l'approche autoritaire efficace. En termes d'efficacité statique, de charge fiscale, etc., on peut parler d'équivalence dès lors que l'allocation de permis correspond exactement au modèle efficace de pollution résiduelle (aucun échange de permis après l'allocation). Toutefois, les entreprises soumises à des mesures de type autoritaire ne sont pas incitées à aller plus loin dans l'adoption de technologies antipollution innovantes car les modifications intervenant dans la pollution résiduelle n'ont pas de prolongements financiers.

4.2. Études de cas théoriques

Les études de cas théoriques sur les taxes liées à l'environnement sont intéressantes pour deux raisons. Premièrement, les simulations apportent des informations sur les impacts à prévoir en cas d'accroissement des coûts sur des secteurs non soumis à ces taxes pour l'instant. Deuxièmement, elles permettent de déterminer de façon expérimentale les possibilités de réduire les délocalisations industrielles en cas d'application unilatérale de taxes liées à l'environnement, notamment par des ajustements fiscaux à la frontière.

Comme indiqué dans la section précédente, la taxation environnementale en général, et les systèmes d'échange de permis en particulier, peuvent influencer sur la compétitivité des activités industrielles. Les deux études de cas théoriques retenues dans la présente section visent à apprécier la menace qui pèse sur la compétitivité de la production d'acier et de ciment. Si l'un et l'autre secteurs se caractérisent par une forte intensité énergétique, leur situation sur le marché mondial n'est pas la même. La sidérurgie est exposée à une concurrence internationale plus ou moins vive selon les cas, alors que la question se pose dans une bien moindre mesure pour le ciment.

D'après les études théoriques relatées ici, l'impact sur la compétitivité sectorielle est faible – et certains secteurs devraient même tirer avantage des politiques envisagées, surtout si elles se traduisent par des recettes permettant de réduire des taxes qui créent de fortes distorsions économiques⁹. Dans le même ordre d'idées, à partir de simulations effectuées par OXERA, le Carbon Trust (2004) fait le constat suivant :

« Convenablement mis en œuvre, le système d'échange de quotas d'émissions de l'UE ne menace pas sérieusement la compétitivité de la plupart des activités industrielles en Europe, y compris celles dont l'intensité énergétique est la plus forte.

Plusieurs secteurs sont appelés à bénéficier de ce système, même s'il faut s'attendre à des gagnants et à des perdants parmi les entreprises. »

Toutefois, les instruments économiques axés sur une réduction sensible des émissions de gaz à effet de serre pourraient bien nuire à la position concurrentielle de certains secteurs industriels sur le marché international, surtout si ces instruments ne sont pas appliqués partout (politiques unilatérales). C'est ce qui ressort des études de cas consacrées à l'acier et au ciment – voir OCDE (2003a) et (2005f).

Enfin, avant d'examiner ces études plus en détail, il convient de rappeler que la fermeture d'entreprises (par ailleurs) non rentables et (qui plus est) très polluantes pourrait être le moyen le moins coûteux pour la collectivité de réaliser un objectif environnemental donné, quelles qu'en soient les conséquences sociales. Par exemple, beaucoup d'entreprises sidérurgiques sont fortement subventionnées depuis des décennies. L'OCDE plaide pour une réduction des subventions au secteur de l'acier en particulier¹⁰ et des subventions écologiquement préjudiciables en général – voir OCDE (2003c). Compte tenu des déséquilibres actuellement observés, les taxes liées à l'environnement pourraient accélérer le processus inéluctable de restructuration dans ce secteur.

4.2.1. L'étude de cas sur l'acier

L'étude de cas rend compte de simulations des effets sur le secteur de l'acier d'une utilisation généralisée d'instruments économiques au service de la politique environnementale. Il s'agissait de mieux cerner les conséquences possibles des taxes liées à l'environnement et de voir s'il y avait lieu de redouter des délocalisations inopportunes en cas d'action unilatérale.

Pourquoi étudier le secteur de l'acier?

Le cas de l'acier¹¹ a été essentiellement retenu pour deux raisons : a) l'intensité énergétique du secteur et les émissions de CO₂ qui s'ensuivent; et b) les prolongements d'une taxe énergétique pour la compétitivité des entreprises.

Du point de vue de l'environnement, ce secteur représente approximativement 7 % des émissions anthropiques de dioxyde de carbone (CO₂), principal gaz à effet de serre¹². Compte tenu de l'extraction et du transport de minerai de fer, sa part pourrait atteindre 10 %. Les émissions de CO₂ imputables à la production d'acier sont très différentes d'un procédé à l'autre : le four à arc électrique intervenant dans le recyclage de ferraille rejette moins de CO₂ par tonne d'acier brut que le convertisseur à oxygène employé dans les aciéries intégrées. Les aciéries intégrées utilisent des convertisseurs à oxygène pour transformer du minerai de fer, alors que les « mini – aciéries » produisent de l'acier à partir de ferraille au moyen de fours à arc électrique. Sur l'ensemble des émissions (atmosphériques) de CO₂ imputables à la production d'acier, 75 % environ correspondent à la combustion de charbon dans des aciéries intégrées. Le reste provient de l'utilisation d'électricité pour la fusion des déchets et de gaz naturel pour l'obtention de fer de réduction directe. Les émissions de CO₂ liées à la sidérurgie diffèrent également selon les régions et les pays, en fonction de la quantité d'énergie consommée et de l'intensité de CO₂ de cette énergie.

Les taxes liées à l'environnement et les permis négociables ont des effets très variables sur les coûts de ces procédés, compte tenu de la diversité des dosages d'intrants et des différences qui s'ensuivent pour les profils d'émissions. L'utilisation à grande échelle d'instruments économiques à des fins de protection du climat dans les pays de l'OCDE rendrait la production d'acier plus coûteuse. Une taxe sur le carbone, ou l'obligation d'acheter des permis d'émission correspondant à la quantité de carbone rejetée, élèverait les coûts des facteurs polluants mis en œuvre (charbon, pétrole, gaz naturel et électricité,

par exemple). En règle générale, l'énergie représente 15 à 20 % des coûts de la production d'acier (OCDE/AIE, 2000). Par conséquent, une taxe sur le carbone peut entraîner une forte hausse des coûts, et réduire les bénéfices, en amputant les marges et/ou en faisant reculer les ventes. La diminution des bénéfices risque ensuite de se traduire par la fermeture de certaines entreprises et/ou la délocalisation des activités dans des pays où la politique climatique est moins rigoureuse.

La taxation des facteurs entrant dans la production d'acier ne se traduit pas nécessairement par une réduction équivalente des marges bénéficiaires. Une part de la charge fiscale peut être reportée sur les fournisseurs d'intrants (producteurs de minerai de fer et de charbon métallurgique, par exemple) sous la forme d'une baisse de prix de ces intrants. Les consommateurs finals, s'ils consentent à payer plus cher pour les produits de l'acier, sont susceptibles d'en supporter une autre part. En outre, les producteurs d'acier eux-mêmes peuvent opter pour des intrants moins polluants, notamment en utilisant une plus grande proportion de ferraille. Enfin, les technologies de production peuvent en principe être remplacées par d'autres, du moins à l'échelle nationale. Dans une large mesure, cette étude visait à apprécier les possibilités de répercuter les hausses de coûts sur les fournisseurs d'intrants et les consommateurs dans le secteur sidérurgique, et d'alléger ces coûts en modifiant la répartition des intrants ou en se tournant vers d'autres technologies.

Simulations

L'étude se fonde sur un modèle d'équilibre partiel pour examiner les effets sur la compétitivité du secteur de l'acier, à court et moyen terme, que pourrait entraîner l'utilisation à plus grande échelle d'instruments économiques visant à limiter les émissions de CO₂. Indépendamment des activités sidérurgiques proprement dites, on suppose que les instruments économiques s'appliquent aux combustibles fossiles intervenant dans la production d'électricité.

Les simulations portent sur les effets résultant d'une hypothétique taxe sur le carbone (équivalant à un système d'échange de permis d'émission) appliquée dans tous les pays de l'OCDE à raison de 25 USD par tonne de CO₂ émise. En pratique, une taxe sur le CO₂ s'étendrait, au-delà de la sidérurgie, à la production de matériaux de remplacement de l'acier (aluminium, plastique, bois, par exemple), mais le modèle retenu ne rend pas compte des effets sur le secteur de l'acier d'une application plus large de taxes sur le CO₂.

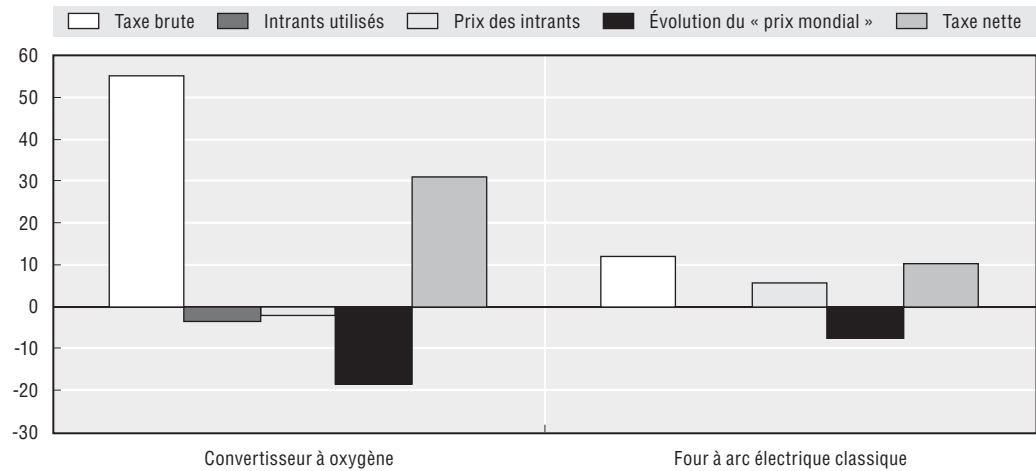
La taxe sur le carbone conduirait à utiliser moins de fonte brute et plus de ferraille dans la production d'acier en convertisseur à oxygène. Les prix de la ferraille s'élèveraient, non sans nuire à la compétitivité des producteurs d'acier utilisant des fours à arc électrique pour lesquels cette matière est majoritaire. Aussi la charge fiscale nette varie-t-elle assez peu d'une filière à l'autre, alors que les émissions sont très différentes. L'incidence estimée de la taxe est illustrée par le graphique 4.1.

Étant donné que la demande d'acier est relativement inélastique par rapport au prix et que l'acier est un bien non homogène, une large part de la charge fiscale brute serait supportée par les consommateurs d'acier du fait de la hausse des prix. Le report de la charge fiscale sur les consommateurs serait facilité par l'élévation des coûts marginaux de production en dehors de l'OCDE, à mesure que les producteurs d'acier des pays non membres se rapprochent de leur limite de capacité.

Les fournisseurs d'intrants nécessaires au secteur de l'acier auraient également à assumer une partie de la charge fiscale des producteurs utilisant le convertisseur à

Graphique 4.1. **Conséquences de l'application d'une taxe sur le CO₂ pour le secteur de l'acier**

En USD par tonne



Source : Mæstad (2002).

oxygène, dans une bien moindre mesure cependant que les consommateurs. Pour la filière du four à arc électrique, une taxe sur le carbone élèverait les coûts des intrants du fait de l'augmentation des prix de la ferraille.

Principaux résultats des simulations

Le tableau 4.1 donne une vue synthétique des principaux résultats. D'après les simulations, en l'absence de mesures d'atténuation, une forte réduction de la production d'acier est à prévoir dans la zone OCDE par suite de l'application d'une taxe sur le CO₂. La baisse, estimée à 9 % à court et moyen terme, est plus marquée (-12 %) pour les aciéries relativement polluantes à convertisseur à oxygène que pour les aciéries à four à arc électrique (-2 %). Cependant, la production d'acier enregistrerait une augmentation de près de 5 % en dehors de la zone OCDE, qui laisse supposer une baisse de la production mondiale de 2 % environ dans ce secteur.

Tableau 4.1. **Vue synthétique des effets simulés de l'application d'une taxe sur le carbone dans le secteur de l'acier**

Taux de 25 USD par tonne de CO₂ émise

	Production d'acier : OCDE/monde entier	Effets sur la compétitivité	Émissions de CO ₂ du secteur de l'acier : OCDE/monde entier
Taxe sur le carbone appliquée dans la zone OCDE	↓ 9 %/↓ 2 %	Relativement faibles – répercutés sur les consommateurs	↓ 19 %/↓ 4.6 %
Politiques unilatérales	Repli spectaculaire pour les aciéries intégrées, faible impact sur les « mini-acières »	Marqués pour les aciéries intégrées, faibles pour les « mini-acières »	n.d.
Recyclage des recettes	↓ 1 %/↓ 0.3 %	Très peu marqués	↓ 10 %/↓ 3 %
Ajustements fiscaux à la frontière	↓ 1 %/↓ 1.8 %	Aucun	↓ 10 %/↓ 5.1 %

Source : D'après OCDE (2003f).

Malgré une intensité d'émissions relativement forte dans les pays non membres de l'OCDE, les émissions globales du secteur devraient baisser de plus de 4.6 %, soit plus du double du pourcentage de réduction de la production d'acier dans son ensemble, compte tenu du recentrage sur un éventail d'intrants et des procédés de production plus propres dans la zone OCDE. En résumé, s'ils laissent présager une amélioration notable de l'environnement, les résultats vont dans le sens des préoccupations concernant le recul de la production, et par conséquent des emplois, dans le secteur de l'acier des pays de l'OCDE, les effets sur la compétitivité n'étant pas les mêmes pour tous les producteurs, selon la filière considérée (convertisseur à oxygène : -5.2 %; four à arc électrique : -0.3 %).

Par ailleurs, des mesures appliquées unilatéralement à l'échelle régionale ou nationale risquent de provoquer un repli spectaculaire de la production d'acier en convertisseur à oxygène, car elles se prêtent moins à un report de la charge fiscale sur les fournisseurs ou les consommateurs. Pour les producteurs de la filière du four à arc électrique, l'effet net ne serait guère différent de celui d'une application à toute la zone OCDE, car les mesures unilatérales font moins augmenter les prix de la ferraille¹³.

Pour l'essentiel, les rejets provenant de la sidérurgie sont imputables à la consommation d'énergie. En exonérant de la taxe sur le carbone les émissions dites « de procédé », on n'allégerait donc pas sensiblement la charge fiscale qui pèse sur les producteurs utilisant le convertisseur à oxygène. Les exploitants d'aciéries à four à arc électrique ne seraient pas directement concernés par l'exonération au titre des émissions « de procédé », mais pâtiraient néanmoins d'une augmentation de coût, car la production d'acier en convertisseur à oxygène se développerait et orienterait à la hausse le prix de la ferraille.

Si les recettes tirées de la taxe sont recyclées au profit de la sidérurgie sous la forme d'une subvention à la production, la baisse de production d'acier de l'OCDE devrait être relativement faible (< 1 %). Un dégrèvement uniforme pour tous les procédés susciterait dans les pays membres une réelle restructuration en faveur du procédé le plus propre (four à arc électrique). Il faut donc s'attendre à ce que des entreprises différentes à l'intérieur d'un secteur donné ne soient pas touchées de la même manière, quel que soit l'instrument utilisé. Cependant, le recyclage des recettes ramènerait de 4.6 % à 3 % environ le pourcentage de réduction de l'ensemble des émissions du secteur. Autrement dit, protéger la compétitivité des secteurs à forte intensité énergétique dans la zone OCDE en leur redistribuant le produit des taxes risque fort d'*amoindrir l'efficacité environnementale* de la politique dans son ensemble.

Les « ajustements fiscaux à la frontière » permettent aussi de limiter l'impact des instruments économiques sur la compétitivité sectorielle. Quelle qu'en soit la forme, leur effet dépend fondamentalement de la portée et de la conception du système retenu. En cas d'application de taxes à l'importation et de subventions à l'exportation modulées selon les types d'acier, si par ailleurs les taux des taxes à la frontière sont liés aux niveaux des émissions dans les pays non membres, la baisse de la production d'acier dans la zone OCDE résultant d'une taxe applicable à cette échelle pourrait ne pas dépasser 1 %. Parallèlement, la réduction des émissions globales (5.1 %) serait plus marquée qu'en l'absence d'ajustements fiscaux à la frontière. En effet, les ajustements fiscaux à la frontière maintiennent une part plus importante de la production d'acier à l'intérieur de la zone OCDE, d'où un nombre de producteurs d'acier assujettis à la taxe sur le carbone plus grand que ne le supposent ces simulations. Par conséquent, du point de vue de l'environnement, ces ajustements fiscaux à la frontière pourraient présenter des avantages. Des problèmes pratiques et juridiques de mise en œuvre restent toutefois à résoudre. Pour de plus amples informations sur les ajustements fiscaux à la frontière et les règles du GATT/de l'OMC, voir chapitre 5.

À long terme, une taxe sur le carbone appliquée par tous les pays membres dynamiserait les investissements dans de nouvelles installations en dehors de la zone OCDE. La marge de prix/de coût des producteurs d'acier de l'OCDE serait encore réduite. Toutefois, étant donné l'importance des coûts irrécupérables pour le secteur, la taxe sur le carbone ne saurait à elle seule provoquer des fermetures massives d'entreprises dans les pays membres. Mais compte tenu des déséquilibres actuellement observés, les taxes liées à l'environnement pourraient accélérer le processus inéluctable de restructuration dans ce secteur¹⁴.

Les taxes sur le carbone simulées dans le document OCDE (2003f) feraient sérieusement obstacle à de nouveaux investissements dans les capacités de la filière du convertisseur à oxygène à l'échelle des pays membres, tandis que de nouveaux investissements dans celle du four à arc électrique demeurerait rentables. À long terme, une restructuration plus résolue du secteur de l'acier de la zone OCDE est envisagée au profit du four à arc électrique.

Points faibles de la simulation

Les effets d'une taxe sur le carbone/d'un système d'échange de quotas sont largement conditionnés par l'évolution du prix des émissions, autrement dit du niveau de la taxe ou du prix du quota. Le taux de 25 USD par tonne de CO₂ retenu dans l'analyse est proche du prix du quota récemment observé dans le cadre de l'Union européenne. Celui-ci avoisinait 23 EUR par tonne de CO₂ en moyenne au troisième trimestre 2005.

Certains facteurs pourraient conduire à une surestimation des coûts de l'application d'instruments économiques dans l'analyse :

- Les instruments économiques, par convention, ne sont pas appliqués à des produits susceptibles de remplacer l'acier, tels que l'aluminium, le plastique, le ciment, etc. Si les produits de remplacement entraient dans l'analyse, les effets d'une hausse de prix donnée sur la demande totale d'acier seraient vraisemblablement moins marqués que ceux qui sont postulés ici.
- Les possibilités de réduction de la pollution dans le secteur de l'acier ne sont pas toutes prises en compte.
- Le modèle employé ne fait place à aucun progrès technologique endogène. À court et moyen terme – le potentiel de production étant plutôt stable – il n'en résulte pas d'inconvénient majeur. À plus long terme, toutefois, des progrès technologiques notables pourraient intervenir dans le secteur si des taxes sur le carbone ou des permis négociables étaient instaurés.

Le fait que la hausse de prix simulée est relativement importante par rapport à la valeur de certains produits sidérurgiques tend généralement à accroître l'incertitude entourant les résultats.

Dernier point, les effets sur le marché du travail n'ont pas été simulés dans cette étude.

4.2.2. L'étude de cas sur le ciment

La deuxième étude de cas porte sur les problèmes de compétitivité et de « fuite » dans le secteur du ciment. Elle passe en revue les résultats d'un modèle spatial des échanges internationaux, GEO, auquel a été incorporée une version modifiée de CEMSIM, modèle mondial élaboré pour le ciment par l'Institut de prospective technologique (IPST). À la différence de l'étude de cas sur l'acier, l'effet peu marqué sur la compétitivité tient essentiellement à la capacité du secteur d'accroître ses bénéfices en répercutant sur les prix une plus grande part des augmentations marginales de coût.

Pourquoi étudier le secteur du ciment?

La croissance de la consommation de ciment durant les décennies écoulées, la forte consommation d'énergie et les très grandes quantités de carbone rejetées, du fait de l'utilisation de combustibles fossiles et du procédé employé, expliquent que la production de ciment soit une source importante de gaz à effet de serre. Les rejets provenant de ce secteur imputables à l'utilisation de combustibles fossiles représentaient 2.4 % des émissions globales de carbone en 1994 (AIE, 1999). Si on ajoute les émissions liées au procédé, la part du secteur atteint 5 % environ de l'ensemble des émissions anthropiques de CO₂. Parallèlement, le secteur du ciment pourrait être l'un des plus touchés par une politique climatique : sur douze secteurs industriels de l'UE à 15, les produits minéraux non métalliques – ciment, pour l'essentiel – arrivent en deuxième place pour le ratio émission de CO₂/chiffre d'affaires (Quirion et Hourcade, 2004)¹⁵.

Compte tenu des évolutions récentes du débat sur la lutte contre les gaz à effet de serre (GES), il est désormais entendu que des politiques vont être appliquées à l'échelle régionale et non mondiale, du moins dans un premier temps. La concurrence risque alors d'être faussée pour les pays qui atténuent leurs émissions de GES, en raison de la charge supplémentaire imposée par les mesures fiscales, droits de polluer, etc. Cette distorsion peut bien entendu se répercuter sur la compétitivité des secteurs à forte intensité de GES. L'effet sur la compétitivité et le phénomène de « fuite de carbone » qui s'ensuit sont invoqués à l'encontre d'une politique d'atténuation de portée limitée, ou du moins à l'appui de mesures compensatoires. Aussi l'évaluation chiffrée de ces effets est-elle jugée prioritaire dans la réflexion sur la mise en œuvre de politiques visant les GES.

L'évaluation des effets des politiques d'atténuation des GES en termes de compétitivité et de fuite de carbone passe par une représentation des échanges internationaux. Le ciment est un bien relativement homogène dans le monde entier pour lequel les échanges ne sont guère perturbés par les politiques commerciales ou les préférences nationales. Les coûts du transport¹⁶ et les contraintes de capacité déterminent les caractéristiques des échanges internationaux. Le modèle CEMSIM-GEO envisage l'homogénéité du marché, les coûts élevés du transport et l'insuffisance du potentiel de production plus explicitement que les modèles classiques fondés sur l'hypothèse Armington utilisés dans la plupart des travaux précédents¹⁷. Il fait intervenir, pour la demande, une courbe d'intensité des biens et une demande élastique par rapport aux prix et, pour l'offre, sept techniques de production, le remplacement des combustibles et des matières, ainsi que la modification des équipements. Le modèle CEMSIM-GEO s'attache plus particulièrement à des aspects tels que la consommation, le commerce international, l'énergie, les émissions, la dynamique technologique et les possibilités de modernisation.

Simulations

Un scénario de maintien du *statu quo* pour la période 2000-30 et trois scénarios de politiques climatiques ont été élaborés¹⁸ :

- Mise en œuvre d'une taxe sur le CO₂ ou d'un système d'échange de quotas d'émissions alloués par voie d'enchères dans les pays qui se sont engagés à respecter les objectifs de l'annexe B au Protocole de Kyoto, appelés ci-après « annexe B »¹⁹, dans l'hypothèse d'un prix de 15 EUR par tonne de CO₂;

- Mise en œuvre de la même politique, assortie d'ajustements fiscaux à la frontière (AFF), dans l'hypothèse d'une détaxe à l'exportation et d'une taxe à l'importation de ciment :
 - ❖ Dans le scénario « AFF intégral », la production exportée est entièrement exonérée et les importations de ciment en provenance du reste du monde sont taxées en fonction de l'intensité de CO₂ de la production de ciment dans le pays exportateur.
 - ❖ Dans le scénario « AFF OMC », les exportations sont assorties d'une remise dans la limite de la technologie offrant la plus faible intensité de CO₂ disponible à grande échelle, et les importations sont taxées au même niveau. Ce scénario a plus de chances que le précédent d'être compatible avec les règles de l'OMC en vigueur.

Principaux résultats des simulations

Les résultats des simulations sont récapitulés dans le tableau 4.2.

Tableau 4.2. **Vue synthétique des effets simulés de l'application d'un prélèvement au titre du carbone dans le secteur du ciment**

Prélèvement de 15 EUR par tonne de CO₂

	Production de ciment en 2010, annexe B ¹	Production de ciment en 2010, RdM ²	Production de ciment en 2010, monde entier	Production de ciment en 2030, monde entier	Émissions de CO ₂ en 2010, annexe B	Émissions de CO ₂ en 2010, monde entier	Principaux perdants, effets sur la compétitivité
<i>Statu quo</i>	n.d.	n.d.	n.d.	↑ 2 %/an	↑ 21 %	↑ 1.5 %/an (↑ 55 %)	n.d.
Annexe B : taxe sur le carbone/système d'échange de quotas	↓ 7.5 %	↑	↓	↓	↓ 18 % (↓ 22 % en 2030)	↓ moins de 2 % (↑ RdM)	Producteurs annexe B : ↓ Consommation intérieure : + Compétitivité : ↓
Annexe B : taxe sur le carbone + AFF ³	↓ 2 %	↓ 1 %	↓	↓	↓ 13.5 %	↓ 2 % (↓ plus que sans AFF) (↓ RdM)	
Annexe B : taxe sur le carbone + AFF OMC ⁴	↓ 3 % (2010) ↓ (2030)	↑	↓	↓	↓ 15 %	↓ (↓ moins qu'avec AFF) (↑ RdM)	Consommateurs annexe B : ↑ prix ciment

Note : Les valeurs des trois scénarios sont comparées au scénario de maintien du *statu quo*.

1. Pays dont les engagements figurent dans l'annexe B au Protocole de Kyoto (sauf États-Unis et Australie).

2. RdM = Reste du monde.

3. AFF = Scénario d'ajustements fiscaux à la frontière intégralement appliqués : exportations exonérées et importations taxées.

4. AFF OMC = Scénario d'ajustements fiscaux à la frontière compatibles avec l'OMC : détaxe pour les exportations et importations taxées.

Source : D'après OCDE (2005f).

Scénario de maintien du statu quo

Le scénario de maintien du *statu quo* généré par le modèle CEMSIM-GEO prévoit une croissance sensible de la production de ciment (2 % par an en moyenne jusqu'en 2030)²⁰, donnant lieu à une augmentation inquiétante des émissions de CO₂ (1.5 % par an). L'efficiency de maîtrise du CO₂ s'élève de 0.5 %/an, compte tenu d'une utilisation plus intensive de combustibles tels que les déchets et le bois et de la part accrue des machines de pointe et des technologies offrant une meilleure efficacité énergétique.

Taxe sur le CO₂ mise en œuvre dans les pays de l'annexe B

La mise en œuvre d'une taxe sur le CO₂, équivalant à un système d'échange de quotas d'émissions de CO₂ alloués par voie d'enchères, sans recyclage des recettes, dans les pays de l'annexe B (exception faite des États-Unis et de l'Australie) à un taux de 15 EUR par tonne de CO₂ fait sensiblement reculer (de 20 % environ) les émissions de CO₂ dans ces pays. Plusieurs explications peuvent être avancées : accélération de la pénétration de technologies offrant une bonne efficacité énergétique, diminution du taux de mâchefer (intrant à forte intensité de CO₂) dans le ciment, passage plus rapide à des combustibles à faible teneur en carbone (gaz, déchets et bois) et fléchissement de la consommation de ciment. Toutefois, ces réductions sont en partie compensées par une augmentation des émissions dans les pays extérieurs qui exportent vers ceux de l'annexe B. La lutte contre le CO₂ y est moins efficace que dans les pays de l'annexe B, et l'écart va en se creusant parallèlement au déploiement de la politique climatique. On observe une diminution des émissions mondiales de 2 % environ en 2010, 2020 et 2030²¹.

La production de ciment accuse une baisse indéniable dans ces pays (-7.5 % en 2010) sous les effets conjugués d'une diminution de la consommation intérieure et d'une perte de compétitivité. Cette dernière se traduit dans le reste du monde par une augmentation de la production, et par conséquent des émissions. Le taux de fuite correspondant s'établit aux alentours de 25 % en 2010 (puis, au-delà, à 15 % environ), résultat qui se situe dans la tranche la plus élevée des estimations relatives dans le troisième rapport d'évaluation du GIEC (5 à 20 %) – voir Hourcade et Shukla (2001).

Il faut souligner que le cas visé dans cette étude est très différent du système d'échange de quotas d'émissions en vigueur depuis janvier 2005, car le modèle se réfère à une taxe ou à des permis alloués par voie d'enchères alors que dans la politique mise en œuvre, les quotas d'émissions sont distribués gratuitement aux pollueurs pour des quantités régulièrement actualisées. Selon le système d'échange de quotas d'émissions de l'Union européenne, dans la plupart des États membres, dès lors qu'une installation est fermée, l'exploitant cesse de recevoir des permis. En revanche, les nouvelles installations bénéficient de permis gratuits. Enfin, le niveau de production (voire le niveau d'émission) doit être pris en compte dans la quantité allouée pour les périodes de cinq ans qui suivront – Schleich et Betz (2005). Autrement dit, l'incitation à réduire à la fois les émissions et la production de ciment est plus forte que dans la modélisation rapportée ici. Par conséquent, ces résultats ne sauraient être interprétés comme une préfiguration de ce qui se produirait si le système d'échange de quotas d'émissions de l'UE était appliqué en Europe et dans le reste des pays de l'annexe B au Protocole de Kyoto.

Taxe sur le CO₂ mise en œuvre dans les pays de l'annexe B, assortie d'ajustements fiscaux à la frontière

L'ajustement fiscal à la frontière (AFF) est un moyen (efficient) de prévenir la fuite de carbone et de limiter les effets sur la compétitivité. C'est ainsi que les deux dernières simulations comportent un AFF par lequel les pays de l'annexe B soumettent à une taxe les importations de ciment provenant du reste du monde et exonèrent (du moins en partie) leurs exportations vers ces destinations. Deux scénarios avec AFF ont été mis à l'étude : « AFF intégral » et « AFF OMC », plus susceptible d'être compatible avec les règles de l'OMC en vigueur.

Dans le scénario AFF intégral, la perte de production dans les pays de l'annexe B est limitée à 2 %, contre 7.5 %, en 2010. Les émissions de l'annexe B diminuent de 13.5 % (31 Mt de CO₂ en 2010), grâce à une baisse de production conjuguée à une maîtrise plus efficiente du CO₂. Les quantités émises par le reste du monde diminuent également, quoique très faiblement, en raison d'une baisse de la production (-0.1 % environ). Un écart positif (réduction de la pollution en dehors de l'annexe B par rapport à celle de l'annexe B) de 6 % s'ensuit. Enfin, les émissions mondiales baissent de 2 %, soit un peu plus qu'en l'absence d'AFF. Cependant, par rapport au *statu quo*, la compétitivité des prix diminue légèrement pour les pays en dehors de l'annexe B, qui perdent des parts de marché et pourraient ainsi faire valoir que ce système fausse la concurrence en faveur des pays de l'annexe B. Bien que la politique n'établisse pas de distinction entre producteurs nationaux et producteurs étrangers (ils supportent le même coût par tonne de CO₂), elle donne un avantage concurrentiel à ceux de l'annexe B, qui utilisent des techniques de production plus propres (technologies offrant une meilleure efficacité énergétique et combustibles à moindre intensité de carbone)²².

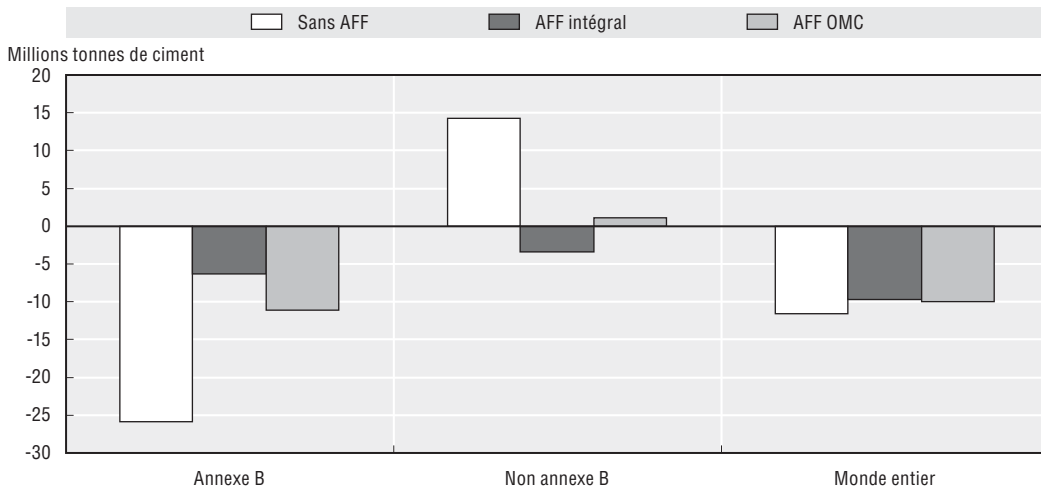
Dans le scénario AFF OMC, les pays de l'annexe B pâtissent d'une hausse des coûts un peu plus marquée que pour leurs concurrents, d'où un léger accroissement des importations²³. Toutefois, leurs ventes extérieures progressent, en dépit de cette hausse relative du coût variable, compte tenu de la part grandissante des disponibilités exportables. En pratique, on note une légère augmentation de la production totale dans les autres pays, qui affaiblit les arguments avancés à l'encontre de ce scénario selon lesquels la concurrence est faussée au détriment des pays en dehors de l'annexe B. Le prix moyen du ciment tend d'ailleurs à baisser sous la pression de l'annexe B, la consommation s'orientant alors à la hausse. Cette évolution compense l'augmentation des importations nettes réalisées par les pays extérieurs à l'annexe B. Les émissions des pays de l'annexe B diminuent de 15 %, soit plus que dans le scénario AFF intégral. L'explication tient à la baisse plus marquée de leur niveau de production. En dehors de l'annexe B, les émissions augmentent légèrement par rapport au maintien du *statu quo*, si bien qu'à la place de l'écart positif constaté dans le scénario AFF intégral on observe une légère fuite, de près de 4 % en 2010. Par conséquent, dans le scénario AFF OMC, le phénomène de fuite reste enrayé, encore que la réduction des émissions mondiales soit un peu moins sensible que dans le scénario AFF intégral. Le scénario AFF OMC a pour principal inconvénient de se solder, comme le scénario précédent, par une plus forte hausse du prix du ciment, préjudiciable pour les consommateurs des pays de l'annexe B.

Principaux points faibles du modèle

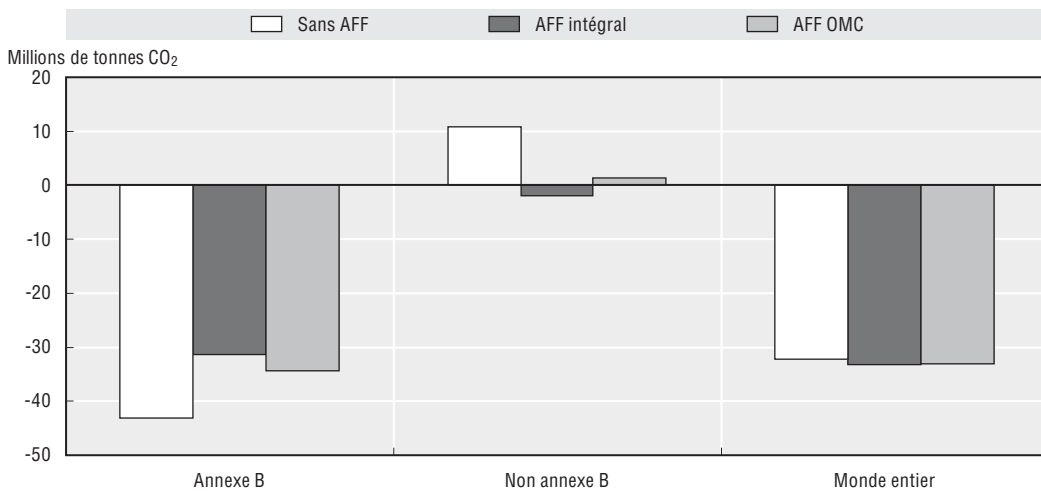
Ces résultats chiffrés sont à interpréter avec prudence car ils reposent sur des hypothèses et bases de données dont la fiabilité n'est pas toujours garantie. Compte tenu des inconvénients récapitulés ci-dessous, le modèle tend à surestimer la fuite de carbone; toutefois, les principales conclusions qualitatives semblent rigoureuses et apportent un nouvel éclairage sur la question largement débattue de la fuite de CO₂ et sur la possibilité de pallier ce phénomène par des AFF.

Les principaux points faibles du modèle peuvent être décrits comme suit :

- À l'échelle nationale, on table sur une courbe de demande isoélastique. Avec une courbe de demande isoélastique, la marge bénéficiaire reste constante. Les effets sur les prix, et par conséquent sur les bénéfices, la consommation (plus le prix s'élève, plus la demande baisse), la production et les émissions sont importants. Or il n'y a pas lieu, sauf pour des

Graphique 4.2. **Production en 2010 par rapport au maintien du statu quo**

Source : OCDE (2005f).

Graphique 4.3. **Émissions en 2010 par rapport au maintien du statu quo**

Source : OCDE (2005f).

raisons de résolvabilité et d'accessibilité des données, de supposer que l'élasticité de la demande est constante pour toutes les portions pertinentes de la fonction de demande. Cette hypothèse est d'autant plus sujette à controverse que le scénario de contrainte sur le CO₂ implique qu'on s'écarte grandement des conditions de référence.

- La représentation du choix des combustibles est restrictive, surtout dans le cas des déchets et du bois, dont les parts sont fixées par le modèle. En situation réelle, aucun obstacle technique ne s'oppose à l'augmentation de la part de ces combustibles, mais les données sont insuffisantes sur leur coût et leur disponibilité, qui dépendent largement d'autres réglementations environnementales, sanitaires et agricoles concernant les farines animales, les pneus usés, etc.
- Le modèle ne fait pas entrer en ligne de compte l'éventualité d'une augmentation des coûts du transport après l'instauration de la politique climatique.

- Le modèle suppose que les autorités compétentes autorisent les cimenteries à faire une large place aux déchets et au bois dans leur palette énergétique, alors que certains chercheurs s'élèvent contre cette pratique au nom de la santé publique.

4.3. Enseignements économique-politiques des études de cas théoriques

Un premier enseignement se dégage des études de cas théoriques : *les instruments économiques n'ont pas les mêmes effets d'une entreprise à l'autre dans un secteur donné*. L'explication tient essentiellement à la diversité des dosages d'intrants et aux différences qui s'ensuivent pour les profils d'émissions²⁴. L'étude de cas sur l'acier en donne un exemple : dès lors que le produit des taxes est recyclé au profit de l'industrie sidérurgique sous forme de subvention à la production, la baisse estimée de la production d'acier dans la zone OCDE est relativement faible (< 1 %). Cependant, un dégrèvement fiscal uniforme pour tous les procédés entraînerait une réelle restructuration dans les pays membres en faveur de procédés relativement propres, à savoir la production d'acier en four à arc électrique.

On notera toutefois ici que le *recyclage des recettes* affaiblirait les réductions globales d'émissions dans le secteur de l'acier (de 4.6 % à 3 % environ). Autrement dit, le deuxième enseignement à tirer est le suivant : protéger la compétitivité des secteurs à forte intensité énergétique dans la zone OCDE en réorientant les recettes fiscales vers ces secteurs risque fort de nuire à l'efficacité environnementale de la politique dans son ensemble.

Troisièmement, il importe de prendre en compte les ajustements possibles des marchés connexes en examinant les effets de telle ou telle politique sur un secteur particulier. Une partie de la charge initialement imposée au secteur tend à être reportée en amont sur les fournisseurs d'intrants et en aval sur les consommateurs²⁵. C'est ce qu'illustrent dans le cas de la sidérurgie les effets estimés (de façon quelque peu schématique) sur les prix de la ferraille et la hausse des prix de l'acier. Du fait que la demande est relativement inélastique par rapport au prix, et que l'acier est un bien non homogène, une part importante de la charge fiscale brute serait supportée par les consommateurs. Le report de la charge fiscale sur les consommateurs serait facilité par l'élévation des coûts marginaux de production en dehors de l'OCDE, à mesure que les producteurs d'acier des pays non membres se rapprochent de leur limite de capacité. Les fournisseurs d'intrants nécessaires au secteur de l'acier auraient également à assumer une partie de la charge fiscale des producteurs utilisant le convertisseur à oxygène, dans une bien moindre mesure cependant que les consommateurs. Pour la filière du four à arc électrique, une taxe sur le carbone élèverait les coûts des intrants du fait de l'augmentation des prix de la ferraille.

Quatrièmement, bien qu'une forme ou une autre de « fuite de carbone » soit inévitable même si les mesures de lutte contre le changement climatique sont déployées sur un front relativement large, on peut parvenir à des *réductions globales appréciables* des émissions de carbone – par rapport à un scénario de référence²⁶. Ainsi, une taxe appliquée dans l'ensemble des pays de l'OCDE ferait reculer de 19 % les émissions de CO₂ imputables au secteur de l'acier. Malgré une intensité d'émissions relativement forte dans les pays non membres de l'OCDE, le total des émissions du secteur devrait diminuer de 4.6 %, soit plus du double du pourcentage de réduction de la production globale d'acier. L'explication tient au recentrage sur un dosage d'intrants et des procédés de production plus propres dans la zone OCDE. L'étude de cas sur le ciment débouche sur un constat comparable. Dans un scénario d'échanges de permis d'émissions au sein des pays de l'annexe B à l'exclusion des

États-Unis, même si la production de ciment en dehors de l'annexe B augmente par suite des mesures mises en place dans la plupart des régions liées à l'OCDE, les estimations indiquent une diminution des émissions globales de carbone dues au mâtchefer.

Vient ensuite le cinquième enseignement : à des degrés divers selon les branches d'activité, *plus le groupe de pays instaurant des mesures comparables est grand, plus les effets sur la compétitivité sectorielle sont limités*. L'étude de cas sur l'acier fait apparaître un impact peu marqué sur la compétitivité du secteur si une taxe sur le carbone est mise en œuvre à l'échelle de l'OCDE, car la taxe peut être répercutée sur les consommateurs. En revanche, les actions unilatérales réduisent ces possibilités de report de la charge fiscale sur les fournisseurs et les consommateurs, l'impact sur la compétitivité étant alors marqué pour les aciéries intégrées et faible pour les « mini-aciéries ».

En dernier lieu, du point de vue de l'environnement, les ajustements fiscaux à la frontière pourraient présenter certains avantages, à en juger par les résultats des simulations dans les deux études de cas. Toutefois, l'effet d'un quelconque ajustement de ce type dépend fondamentalement de la portée et de la conception du dispositif retenu, auxquelles s'ajoute la nécessité de résoudre des problèmes pratiques et juridiques de mise en œuvre.

Notes

1. En outre, il convient de se demander si tel ou tel objectif d'environnement – ou l'absence d'objectifs de ce type – correspond à un juste équilibre entre les coûts et les avantages des améliorations environnementales. Le choix des moyens d'action peut cependant influencer sur l'efficacité de la réalisation de l'objectif visé – et sur le rythme des nouveaux progrès technologiques, ce qui peut être lourd de conséquences pour le coût encouru à long terme par la collectivité compte tenu des grandes orientations retenues. Des instruments économiques tels que les taxes ou les permis négociables peuvent contribuer à la réalisation d'un objectif donné au moindre coût pour l'ensemble du corps social, à court terme, car ils peuvent répartir également les coûts marginaux de la lutte antipollution entre les pollueurs (efficacité statique), comme à long terme, parce qu'ils offrent une incitation permanente en faveur de la poursuite du progrès technologique.
2. L'idée que certaines entreprises peuvent avoir intérêt à prendre des mesures plus rigoureuses de protection de l'environnement est relativement peu contestable. Porter et van der Linde (1995) font valoir un argument plus controversé selon lequel la compétitivité au niveau macroéconomique peut être améliorée par des normes d'environnement plus exigeantes.
3. Même s'il est justifié de venir en aide (temporairement) à ceux qui pâtiennent du changement, rien n'indique que la meilleure démarche consiste à aménager la politique d'environnement.
4. Plus le pays est petit et ouvert, plus les entreprises sont exposées à la concurrence étrangère, compte tenu des prix et de la situation sur le marché mondial, et moins il est possible de reporter le poids de la fiscalité sur les consommateurs ou les fournisseurs par le biais des prix.
5. La taxation environnementale peut aussi apporter des bienfaits écologiques supplémentaires; par exemple, une taxe sur le CO₂ neutre pour les recettes inciterait à réduire l'utilisation de combustibles fossiles, ce qui pourrait faire baisser les émissions correspondantes, notamment les émissions de SO₂. En revanche, certaines mesures de réduction des émissions de CO₂ risquent de se traduire par une augmentation des émissions de NO_x – et vice versa.
6. Goulder (1995) passe en revue les premiers ouvrages sur la question; s'ajoutent des études plus récentes consacrées à l'hypothèse du double dividende par Bovenberg (1995, 1998, 1999), Bosello, Carraro et Galeotti (2001) et Schöb (2003).
7. Si l'externalité environnementale ne tombe pas sous le coup d'une taxe, elle doit être visée par une autre forme de réglementation, et rien ne garantit que la solution retenue n'aura pas d'effet contre-intuitif comparable (Sterner, 2003). En effet, toutes les réglementations commencent par faire augmenter les prix.

8. Pour plus de commodité, on suppose que les émissions provenant de sources différentes provoquent des atteintes écologiques égales. La possibilité que les dommages liés à la pollution varient d'une source à l'autre complique l'analyse sans apporter d'éclairage supplémentaire utile sur les conséquences pour la compétitivité.
9. Même en l'absence de tout recyclage des recettes, certains secteurs devraient voir s'améliorer leur compétitivité internationale par suite d'un ajustement intérieur des prix et des salaires à long terme.
10. Voir www.oecd.org/document/5/0,2340,en_2649_34221_32362885_1_1_1_1,00.html.
11. Rapport établi par M. Ottar Mæstad, Institut norvégien de recherche en économie et gestion d'entreprise (Samfunns-og næringslivsforskning – SNF) de Bergen (Norvège), pour la Session conjointe des experts sur la fiscalité et l'environnement de l'OCDE. Les résultats du rapport sont tirés pour une large part d'exercices de simulation utilisant un modèle relatif au secteur de l'acier (Steel Industry Model – SIM). Compte tenu des incertitudes qui entourent à la fois les valeurs des paramètres et les formes fonctionnelles retenues dans le modèle, les chiffres découlant de ces analyses quantitatives sont sujets à caution. L'accent doit plutôt être mis sur les informations d'ordre qualitatif.
12. Voir Ecofys (2000).
13. D'après les simulations du Carbon Trust (2004) concernant l'effet de l'application du système d'échange de quotas d'émissions de l'UE, une telle mesure unilatérale entraînerait une perte de compétitivité à long terme pour les entreprises de l'UE si d'autres grands producteurs n'étaient pas tenus de limiter les rejets de carbone. Il ressort également de ces travaux que la sidérurgie ne devrait pas être désavantagée par le système d'échange de quotas d'émissions de l'UE jusqu'en 2012, bien que ce résultat dépende de la latitude dont disposent les entreprises de l'UE pour répercuter les augmentations de coûts sur les consommateurs.
14. C'est également ce qui ressort d'une étude consacrée au secteur de l'acier en Allemagne par Lutz et al. (2002), dans laquelle les auteurs considèrent qu'une taxe sur le CO₂ au niveau envisagé dans le document OCDE (2003f) suscitera de réels progrès technologiques débouchant sur des procédés de production plus propres. Ils estiment aussi que les taxes sur le CO₂ tendront à peser moins lourdement à long terme, ce qui réduira d'autant la probabilité de fermetures d'entreprises. Cette évolution peut passer à la fois par des innovations dans le cadre existant et par des efforts de promotion de nouveaux paradigmes technologiques offrant des taux d'émission plus faibles.
15. Seule la production d'électricité affiche un ratio plus élevé, mais les contraintes de transport mettent ce secteur largement à l'abri de la concurrence internationale.
16. D'après l'étude OCDE (2005f), alors que le prix moyen du ciment s'établissait autour de 70 EUR par tonne en 2004, le coût du transport par mer d'une tonne de ciment entre la Grèce et l'Espagne avoisinait 22 EUR et le coût du transport par route en France était de 8 EUR environ par tonne pour 100 km. En règle générale, le ciment n'est donc pas transporté sur plus de 200 km par route entre l'usine et le consommateur.
17. Le modèle classique d'Armington suppose que des biens comparables produits par différents pays ne sont pas des substituts parfaits. Cette substitution imparfaite est mise en évidence par un seul paramètre – l'élasticité de substitution d'Armington ou un paramètre ayant une signification équivalente – mais répond à des critères divers : les biens ne sont pas homogènes dans le monde entier, les consommateurs ont des préférences nationales, les politiques commerciales et les coûts de transport font obstacle aux échanges. Dans certains modèles, les coûts du transport entre pays sont comptabilisés dans les prix, sur la base d'un coût de transport fixe ou des distances effectives entre capitales. Toutefois, les pays restent traités comme des points sans dimension.
18. Le modèle CEMSIM-GEO englobe 47 pays producteurs regroupés en 12 régions : Europe (UE à 25, Bulgarie, Roumanie et reste de l'Europe occidentale), « R&U » (Russie et Ukraine), Japon, Canada, États-Unis, « RJAN » (reste du Japon, Australie et Nouvelle-Zélande), « TRR » (Turquie, reste de la CEI et reste de l'Europe centrale et orientale), Amérique latine, Inde, Chine, reste de l'Asie et « A&ME » (Afrique et Moyen-Orient).
19. Les États-Unis et l'Australie ne sont pas pris en compte au titre de l'annexe B dans ces simulations. La Nouvelle-Zélande, confondue avec l'Australie dans l'ensemble de données du modèle, est traitée comme si elle ne mettait pas en œuvre la politique climatique, bien qu'elle ait ratifié le Protocole de Kyoto.
20. À l'échelle mondiale, la consommation de ciment passerait de 1 630 Mt en 2000 à 2 900 Mt en 2030, soit un rythme de croissance de 2 % par an.

21. Ce pourcentage correspond à une réduction globale des émissions de CO₂ atteignant 32 Mt en 2010, 39 Mt en 2020 et 34 Mt en 2030.
22. Sur les marchés du ciment au sein de l'annexe B, le coût variable de production à l'échelle nationale augmente d'un montant équivalant au coût des émissions, qui varie d'un pays à l'autre selon l'intensité de CO₂ de la production. Dans le scénario AFF intégral, le coût variable de production augmente davantage pour les pays de l'annexe B, surtout parce qu'ils sont généralement plus efficaces que les autres en termes de maîtrise du carbone. En effet, non seulement le maintien du *statu quo* suppose déjà qu'ils utilisent des technologies offrant une meilleure efficacité énergétique et des combustibles à moindre intensité de carbone, mais la politique climatique les amène à réduire encore les quantités de CO₂ rejetées par tonne de ciment (notamment en diminuant les taux de mâchefer), à la différence de la situation observée en dehors de l'annexe B.
23. Dans le scénario AFF OMC, le coût des émissions encouru par les pays extérieurs à l'annexe B sur les marchés de l'annexe B est fonction du choix opéré parmi les technologies à moindre intensité de carbone.
24. Le graphique 3.3, dans le chapitre 3, en donne une illustration *ex post* en situation réelle.
25. Il est très important d'en tenir compte à un moment où beaucoup de secteurs dans la plupart des pays de l'OCDE entendent bénéficier de compensations du fait des prix élevés du pétrole brut. La hausse actuelle des prix du pétrole brut est un « choc exogène » affectant la (quasi-)totalité des entreprises des secteurs concernés dans le monde entier qui, selon toute vraisemblance, pourront progressivement répercuter une part importante de la hausse des coûts sur leurs clients ou sur leurs fournisseurs d'intrants (autres que l'énergie).
26. Tout dépend évidemment de ce qu'on entend par « appréciables ». Les réductions d'émissions obtenues dans les simulations examinées ici sont faibles par rapport à celles que supposent les objectifs à long terme de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques.

Chapitre 5

La question de la compétitivité sectorielle – ajustements fiscaux à la frontière

5.1. Introduction et généralités

Ce chapitre examine dans quelle mesure les règles du GATT/de l'OMC autorisent le recours à des ajustements fiscaux à la frontière (AFF) pour faire face à des problèmes potentiels de compétitivité découlant de l'application de taxes liées à l'environnement. On étudiera si les intrants incorporés ou utilisés dans la production de biens (par exemple l'énergie) peuvent donner lieu à des AFF. Les enseignements de l'expérience des États-Unis concernant les accises environnementales fourniront le contexte contemporain de l'analyse, l'objectif étant d'évaluer leur pertinence pour le traitement des intrants non incorporés utilisés dans le processus de production.

À la suite des préoccupations exprimées entre la fin des années 70 et le début des années 80 au sujet des impacts de l'activité humaine sur l'atmosphère terrestre, dans le monde entier les responsables publics ont déployé des efforts concertés pour trouver les moyens de relever ces défis. Ces questions ont été discutées dans le contexte du « Sommet de la Terre de Rio » de 1992 qui a abouti à la signature de la Convention – cadre des Nations Unies sur les changements climatiques en 1992, ainsi que des négociations ultérieures, couronnées par la ratification et l'entrée en vigueur du Protocole de Kyoto en 2005.

Dans le sillage de ces événements, quelques pays de l'OCDE ont eu recours à des instruments économiques comme les taxes et redevances liées à l'environnement, en parallèle avec d'autres mesures réglementaires, afin de relever les défis posés par les séquelles du réchauffement planétaire. Il en est résulté une profonde réorientation : l'utilisation traditionnelle des taxes sur l'énergie et le carburant à des fins budgétaires a fait place à une utilisation à des fins environnementales. À cet effet, les taxes sur l'énergie ont été conçues de manière à prendre en compte le coût des externalités environnementales associé à son utilisation. Cet ajustement a été justifié par le principe pollueur-payeur, l'objectif étant de réduire les émissions de gaz à effet de serre en freinant la consommation, en encourageant l'utilisation de carburants plus efficaces, en déplaçant la consommation des combustibles fossiles vers les autres sources d'énergie et en pénalisant les industries gourmandes en énergie¹. Étant donné qu'une taxe adresse le même message à tous les émetteurs, ceux qui peuvent réduire leurs émissions pour un faible coût le feront. Différents régimes de taxes sur le carbone/l'énergie ont été instaurés dans un certain nombre de pays de l'OCDE. Dans la zone de l'OCDE on compte aujourd'hui 150 taxes environnementales sur des produits énergétiques (chapitre 2).

5.1.1. Questions de compétitivité

L'instauration unilatérale de taxes sur l'énergie dans certains pays de l'OCDE a conduit à s'inquiéter de leurs effets sur les prix de l'énergie, mais aussi sur les prix des produits dont la fabrication donne lieu à une grande quantité d'émissions polluantes. Ces inquiétudes ont trait à la compétitivité internationale des produits nationaux, en particulier ceux des secteurs à forte intensité énergétique. Les producteurs locaux ont estimé que l'imposition unilatérale de ces taxes présentait pour eux un double risque :

d'une part, elles ont un effet pénalisant sur eux car ils doivent concurrencer des importations qui ne sont peut-être pas soumises à des prélèvements similaires; d'autre part, sur le marché international les producteurs locaux sont en concurrence avec des produits similaires non taxés.

L'imposition de taxes sur l'énergie s'est traduite par des écarts de prix considérables dans le secteur de l'énergie entre les pays qui appliquent un régime de taxes sur l'énergie et les autres pays. Selon Biermann et Brohm (2003), le prix du carburant lourd pour l'industrie aux États-Unis est inférieur d'un cinquième à la moyenne de neuf autres pays de l'OCDE qui appliquent des taxes sur l'énergie². Les prix de l'électricité pour l'industrie aux États-Unis sont inférieurs d'un tiers à la moyenne correspondante des pays de l'OCDE. Par ailleurs, on a estimé que les taxes sur l'essence dans l'UE représentent entre 66 et 81 % du prix pour l'utilisateur final, contre quelque 30 % aux États-Unis (OMC, 2002). Le graphique 2.6 et le texte d'accompagnement présentent une comparaison des taux d'imposition différentiels applicables à l'essence et au gazole dans les pays de l'OCDE.

La question de l'impact de ces taxes sur les flux d'échanges et d'investissements a donné lieu à des réponses très tranchées dans les études sur la fiscalité. L'analyse de ce point ne rentre pas dans le cadre de ce chapitre. Lorsqu'on examine les effets de la compétitivité des taxes sur l'énergie, il importe de faire la distinction entre les impacts sur la compétitivité au niveau national, au niveau sectoriel ou à celui de l'entreprise. La plupart des études économiques n'ont pas permis d'établir un lien de causalité direct entre les taxes liées à l'environnement et la compétitivité au niveau national – pour la bonne raison que la plupart des régimes de taxes sur le carbone/l'énergie prévoient une exemption totale ou partielle pour les industries lourdes et les industries exportatrices. De plus, on estime généralement que les taux d'imposition effectifs des régimes fiscaux actuels de l'énergie sont trop bas pour permettre d'atteindre les seuils de réduction du Protocole de Kyoto [Biermann et Brohm, (2003); OCDE, (1996)]. Ces éléments font qu'il est difficile, sinon impossible, de mesurer les impacts sur la compétitivité au niveau national. Néanmoins, il est aujourd'hui établi que l'utilisation d'instruments économiques pour réduire sensiblement les émissions de gaz à effet de serre est susceptible d'avoir des répercussions négatives sur la compétitivité internationale de quelques secteurs industriels, surtout quand ces instruments ne sont pas appliqués de façon globale. C'est ce qu'ont démontré par exemple des études de cas récentes de l'OCDE sur la sidérurgie et le ciment (voir par exemple l'analyse exposée au chapitre 4).

Ces craintes à l'égard de la compétitivité internationale ont entraîné l'abandon des propositions visant à mettre en place la législation sur la taxe BTU de 1993 aux États-Unis, la « taxe effet de serre » en Australie en 1994 et la Directive du Conseil de l'UE instituant un cadre communautaire de la fiscalité énergétique en 2003.

5.1.2. Instruments d'action pour répondre aux préoccupations à l'égard de la compétitivité

Les pouvoirs publics ont utilisé deux instruments d'action pour résoudre les problèmes de compétitivité internationale posés par la mise en place de taxes et redevances liées à l'environnement.

La première mesure a consisté à accorder des exemptions aux industries les plus gourmandes en énergie. C'est la démarche la plus couramment utilisée en Europe pour les taxes sur l'énergie élevées. La plupart des pays de l'OCDE mettent en œuvre différentes stratégies pour faire en sorte que les industries polluantes ou à forte intensité d'énergie

bénéficient d'un allègement ou d'une exonération des taxes environnementales³. Aux Pays-Bas, lors de la mise en place de la taxe sur l'énergie, les gros consommateurs d'électricité ont été totalement exonérés. Par la suite, des tranches avec taux dégressifs ont été introduites. L'exemption est accordée pour une consommation d'électricité supérieure à 10 000 000 kWh si une entreprise a conclu avec l'État un accord sur l'efficacité énergétique. Dans nombre de cas, les produits énergétiques utilisés principalement par l'industrie lourde sont exonérés de la taxe. Dans la plupart des pays, le charbon n'est pas du tout taxé, tandis que les quelques pays qui appliquent des taxes sur les produits du charbon accordent de très larges exonérations. Dans d'autres cas, notamment en Allemagne, au Danemark, au Royaume-Uni et en Suède, l'industrie bénéficie de taux réduits et d'abattements généreux en ce qui concerne les taxes sur le carbone ou sur l'énergie.

Le second moyen d'action consiste à prévoir des ajustements fiscaux à la frontière (AFF), les entreprises bénéficiant à l'exportation d'abattements sur les taxes environnementales, tandis que les taxes environnementales intérieures sont ajoutées aux importations. Lorsqu'il est appliqué conformément au « principe de destination », ce dispositif permet à chaque pays de taxer ses industries locales à des fins internes tout en préservant sa compétitivité internationale. En outre, le pays peut faire en sorte que ses exportations soient concurrentielles sur les marchés étrangers non taxés, tout en préservant ses avantages concurrentiels intérieurs en taxant les importations jusqu'à concurrence du même niveau.

Tous les pays qui appliquent des taxes intérieures sur les combustibles fossiles à des fins budgétaires pratiquent effectivement un ajustement fiscal à la frontière égal à la taxe intérieure lorsqu'ils importent ces combustibles (OCDE, 1997). Les AFF ont été également utilisés aux États-Unis dans le contexte de deux importantes accises environnementales : les accises Superfund sur les produits chimiques (taxe Superfund) et la taxe sur les produits chimiques appauvrissant la couche d'ozone. Il n'existe pas à l'heure actuelle de mécanismes d'ajustement fiscal à la frontière pour les taxes sur les entrants énergétiques utilisés dans la production de biens finaux (Biermann et Brohm, 2003). Ces auteurs indiquent en outre que les écarts actuels de prix de l'énergie entre les parties et les non-parties au Protocole de Kyoto ne justifient pas l'application de ces mesures à ce stade⁴.

L'imposition de taxes sur les importations ou l'exemption/réduction des taxes sur les exportations constituent manifestement des obstacles aux échanges, et relèvent donc du système commercial multilatéral, car elles suscitent des préoccupations en matière de droit commercial. Si un État impose de façon générale une taxe sur l'énergie mais exonère ensuite certaines branches d'activité, pareille exemption peut être assimilée à une subvention spécifique donnant lieu à une action en vertu de l'Accord relatif aux subventions et aux mesures compensatoires de 1994 (ASMC, 1994). De même, si une exemption est ciblée sur des industries exportatrices, elle peut être perçue comme une subvention à l'exportation interdite en vertu de l'ASMC 1994.

Du point de vue budgétaire, tandis que les exemptions accordées aux industries à forte intensité d'énergie ou tournées vers l'exportation peuvent éliminer les désavantages concurrentiels, elles engendrent des problèmes considérables. Des exonérations importantes suppriment ou atténuent l'incitation fiscale à mettre au point des procédés de production plus économes en carbone ou à adopter des sources d'énergie neutres en termes de carbone, par exemple les énergies renouvelables. De surcroît, ces mesures diluent l'impact environnemental d'une taxe sur l'énergie car elles nuisent à une internalisation intégrale des coûts externes par le producteur [voir Biermann et Brohm, (2003)].

Cependant, l'application d'AFF aux taxes sur l'énergie en vertu des règles du GATT/de l'OMC est entourée d'incertitudes. En effet, le traitement des intrants (tels que l'énergie) qui n'ont pas été physiquement incorporés dans un produit n'a jamais été formellement examiné par un groupe spécial du GATT/de l'OMC chargé du règlement d'un différend.

5.2. Ajustements fiscaux à la frontière : historique et contexte actuel

Le recours à des ajustements à la frontière pour les taxes d'accise remonte à une date lointaine. La première accise aux États-Unis, imposée sur les alcools distillés en 1791, donnait lieu à un ajustement à la frontière avec une taxation des importations et une exonération des réexportations (voir Hufbauer, 1993). À la fin du XIX^e siècle, des règles pour l'application d'ajustements ont été incorporées aux accords intergouvernementaux pour éviter toute utilisation protectionniste de cet instrument. Par la suite, cette question a été prise en compte dans la négociation du GATT. Toutefois, ce n'est pas avant la fin des années 60 qu'elle a attiré l'attention des décideurs publics. À ce moment, la Communauté européenne a fait obligation à ses membres de remplacer leurs taxes nationales sur le chiffre d'affaires ou sur les ventes par une taxe sur la valeur ajoutée (TVA). En 1970, tous les membres de la Communauté européenne avaient dû ajuster leur TVA à la frontière en fonction du principe de destination. C'est pendant cette période (à la fin des années 60), au cours de laquelle certains pays ont commencé d'harmoniser les impôts indirects, que des discussions sur l'ajustement fiscal à la frontière sont apparues au sein du Comité des échanges de l'OCDE et du GATT.

Dans ce contexte, en 1968 le GATT a mis en place un Groupe de travail des ajustements fiscaux à la frontière, chargé d'examiner divers problèmes qui étaient apparus à la suite de ces évolutions. Dans son rapport final (paragraphe 4), le Groupe de travail adopte notamment la définition suivante des AFF telle qu'elle est appliquée par l'OCDE :

« ... toutes mesures fiscales qui donnent effet, complètement ou partiellement, au principe du pays de destination (c'est-à-dire qui permettent d'exonérer, en totalité ou en partie, les produits exportés de la taxe grevant dans le pays exportateur les produits nationaux similaires vendus aux consommateurs sur le marché intérieur et de prélever, en totalité ou en partie, sur les produits importés vendus aux consommateurs la taxe grevant dans le pays importateur les produits nationaux similaires). »

Cette définition a été ultérieurement confirmée par le Comité du commerce et de l'environnement de l'OMC (voir OMC, 1997b).

Les États-Unis recourent de longue date aux ajustements fiscaux à la frontière dans le cadre de leur législation sur les accises afin de maintenir la compétitivité de leur secteur exportateur (Hoerner, 1997).

Les mesures que les États ont adoptées pour répondre aux défis du changement climatique ont ravivé l'intérêt pour cet instrument d'action. Un rapport d'un groupe spécial d'étude établi en 1996 pour l'Agence japonaise de l'environnement a suggéré la possibilité d'appliquer des ajustements fiscaux à la frontière « pour des produits échangés sur le marché international lorsque les échanges se font avec des pays qui ne prennent pas des mesures économiques similaires pour protéger l'environnement » [voir gouvernement du Japon (1996). Ce rapport a fait l'objet de discussions continues entre l'Agence de l'environnement et l'industrie japonaise : Agence japonaise de l'environnement (1997)].

5.3. Le cadre réglementaire du GATT régissant les AFF

5.3.1. La non-discrimination, fondement de la concurrence

Les dispositions du GATT (en particulier ses articles I et III) se fondent sur l'interdiction de la discrimination dans le commerce international. De ce point de vue, elles ont été expressément conçues pour favoriser la concurrence.

L'article I du GATT, qui traite de la *clause de la nation la plus favorisée*, interdit la discrimination fondée sur l'origine des marchandises en ce qui concerne les formalités douanières, les taxes intérieures et la réglementation des ventes intérieures. À cet effet, il fait obligation aux *parties contractantes* (c'est-à-dire aux membres) d'étendre le traitement favorable en faveur d'un produit étranger aux produits *similaires* en provenance de toutes les autres parties contractantes⁵.

L'article III du GATT, qui est en quelque sorte le pendant de l'article I, garantit le *traitement national* en termes de fiscalité et de réglementation aux produits des parties contractantes qui sont importés sur le territoire d'autres parties contractantes. De fait, cela signifie que les membres ne doivent pas pratiquer de discrimination entre les produits locaux et les produits étrangers dès lors que ces derniers ont franchi la frontière. Les produits étrangers doivent bénéficier du traitement national, c'est-à-dire du même traitement que les produits locaux.

5.3.2. Interaction entre les dispositions relatives à la non-discrimination et les règles AFF

Dans le contexte de l'application des règles régissant les AFF, l'article II:2 (a) indique expressément que ce dispositif fonctionne en parallèle avec l'article III:2. L'article II:2(a) du GATT permet aux parties contractantes d'imposer des taxes intérieures sur les produits importés, car il stipule qu'aucune des dispositions de l'article II (sur les listes de concessions) ne saurait empêcher les parties de percevoir à l'importation de tout produit

« ... une imposition équivalant à une taxe intérieure frappant, en conformité du paragraphe 2 de l'article III, un produit national similaire ou une marchandise qui a été incorporée dans l'article importé. »

Par conséquent, en vertu de l'article II, les États contractants sont légalement tenus de s'abstenir de percevoir des taxes à la frontière sous forme de droits supérieurs aux taux spécifiés convenus dans le cadre des négociations du GATT et incorporés dans sa liste de concessions. Ces taux tarifaires convenus sont dits « consolidés ». Leur but est d'assurer une plus grande certitude commerciale en soumettant les droits de douane à un plafond qui ne peut pas être franchi sans une offre de compensation aux partenaires commerciaux affectés. Ce dispositif permet aussi l'imposition de taxes et redevances intérieures, sous réserve de conformité avec l'*obligation de traitement national* prévue à l'article III. L'article III:2 définit le cadre régissant la capacité des parties contractantes de percevoir des taxes intérieures sur les produits importés en provenance d'autres parties contractantes.

En outre, une note interprétative à l'article XVI du GATT prévoit que l'exemption ou la remise de taxes intérieures sur des produits exportés n'est pas une subvention au sens de l'article XVI du GATT. L'effet combiné des articles II et III et de la note interprétative à l'article XVI du GATT a été interprété comme autorisant les AFF en fonction du principe de destination (voir GATT, 1970).

5.3.3. Taxes intérieures⁶

Les textes de ces articles soulèvent la question de savoir quelles sont les catégories de taxes intérieures qui peuvent faire l'objet d'allègements sous forme d'ajustements fiscaux à la frontière en vertu des règles du GATT. Ce point a été examiné par le Groupe de travail des ajustements fiscaux à la frontière du GATT [voir GATT (1970)] qui a conclu que « l'on s'accorde à estimer que les taxes qui frappent directement les produits (c'est-à-dire les taxes indirectes) peuvent faire l'objet d'un ajustement fiscal ». Sont dans ce cas, par exemple, les droits d'accise spécifiques, les taxes sur les ventes et les taxes sur la valeur ajoutée. Les AFF sur ces taxes sont fréquents dans la pratique.

En outre, le Groupe de travail a conclu que « l'on s'accorde à estimer que certaines taxes qui ne frappent pas directement les produits [(mais le producteur), c'est-à-dire les taxes directes] ne peuvent faire l'objet d'un ajustement fiscal ». C'est le cas par exemple des cotisations de sécurité sociale et des prélèvements sur les salaires. Cette liste a été étendue dans l'Accord sur les subventions et les mesures compensatoires de 1994 qui a défini les impôts directs comme désignant les impôts sur les salaires, bénéfices, intérêts, loyers, redevances et toutes autres formes de revenus, ainsi que les impôts sur la propriété immobilière⁷.

Le traitement différencié des impôts directs et des impôts indirects a été justifié par le fait que les impôts indirects sont répercutés par le contribuable sur le prix du produit, tandis que les impôts directs ne le sont pas (OCDE, 1004). Si les impôts indirects sont répercutés et que les impôts directs ne le sont pas, les ajustements fiscaux à la frontière contribuent à préserver l'équité concurrentielle dans le commerce international, car ils n'accordent pas de subventions ou d'incitations aux exportations et ne désavantagent pas non plus les importations par rapport à la production nationale. Bien qu'il y ait peu d'exemples d'un débat sur ces points durant l'élaboration du GATT, des dispositions largement similaires avaient été appliquées dans des traités commerciaux depuis un certain temps. Le Groupe de travail des AFF du GATT s'est également accordé à estimer que ces dispositions reflétaient les pratiques générales au moment de la signature du GATT.

5.4. Ajustements fiscaux à la frontière visant les produits finaux

5.4.1. Contexte

Les règles du GATT ont été interprétées comme autorisant les AFF à l'égard des taxes sur les intrants qui sont « physiquement incorporés » dans le produit final. Par conséquent, des taxes sur des intrants tels que les principaux constituants chimiques des produits chimiques et le fer et les matières premières utilisées pour la production d'acier pourraient être imposées à l'importation et faire l'objet d'une remise à l'exportation.

5.4.2. Ajustements fiscaux à la frontière visant les biens importés

Il existe deux catégories distinctes de produits pour lesquels des prélèvements sont autorisés au titre des ajustements fiscaux à la frontière sur les importations dans le contexte de l'article II.2. La première est celle des « produits similaires », la seconde celle des produits qui sont « directement concurrents ou directement substituables ».

La condition centrale pour l'imposition de taxes indirectes sur les importations pouvant faire l'objet d'AFF est que ces prélèvements doivent être conformes au *principe du traitement national* énoncé à l'article III:2 du GATT. L'article III:2 du GATT stipule que :

« Les produits du territoire de toute partie contractante importés sur le territoire de toute autre partie contractante ne seront pas frappés, directement ou indirectement, de taxes ou autres impositions intérieures, de quelque nature qu'elles soient, supérieures, à celles qui frappent, directement ou indirectement, les produits nationaux similaires. (*Premier segment*). En outre, aucune partie contractante n'appliquera, d'autres façons, de taxes ou autres impositions intérieures aux produits importés ou nationaux d'une manière contraire aux principes énoncés au paragraphe premier » (*Deuxième segment*) [italiques ajoutées].

5.4.2.1. Article III:2 : *Premier segment* – « *Produits similaires* »

Les dispositions du GATT relatives aux « *produits similaires* » imposent aux membres l'obligation de traiter les produits étrangers en provenance d'autres pays membres comme des produits nationaux. Ces dispositions ont été établies pour exclure toute discrimination sur la base de l'origine nationale du produit en question.

L'application de ce segment de l'article III.2 dépend de deux critères. Premièrement, une détermination sur le point de savoir si les produits nationaux et les produits importés sont *similaires*. L'expression « *produits similaires* » n'est définie nulle part dans le GATT. Le Groupe de travail des AFF du GATT a indiqué qu'il n'avait pas pu élaborer de définition et a conclu que les problèmes découlant de l'interprétation de cette expression devraient être examinés au cas par cas. Le Groupe de travail a suggéré que les facteurs pertinents ci-après soient pris en compte pour déterminer si des produits sont *similaires* : « utilisation finale du produit sur un marché donné; goûts et habitudes des consommateurs, variables d'un pays à l'autre; propriétés, nature et qualité du produit »; voir GATT (1970).

Les critères à appliquer pour déterminer si un produit importé est *similaire* à un produit local ont évolué au fil du temps⁸. Dans l'affaire *Thon-dauphins*, le Groupe spécial ayant déterminé le sens du terme *similaire*, dans le contexte de l'article III:4, a conclu que les différences dans les procédés de production d'un produit ne peuvent pas être prises en compte pour déterminer la similarité du produit local et du produit importé dès lors que le procédé de production n'affecte pas le produit en tant que tel; voir GATT (1991)⁹. Toutefois, dans une décision ultérieure sur l'affaire *Crevettes-tortues*, l'Organe d'appel de l'OMC a estimé que des mesures commerciales sur la base du procédé de production seraient encore acceptables au regard de l'article XX si elles étaient appliquées d'une manière non discriminatoire; voir OMC (1998b). Cette décision est importante, car elle a assoupli l'interdiction des mesures commerciales fondées sur les normes de procédé formulée dans la décision sur l'affaire *Thon-Dauphin*.

En ce qui concerne l'expression « *produits similaires* » au regard de l'article III:2, l'affaire *États-Unis – Taxe sur les boissons alcooliques* a traité de produits identiques caractérisés par des origines et des ingrédients différents. Avant de déterminer si les produits étaient « *similaires* », le Groupe spécial a indiqué qu'il fallait tenir compte de l'objet de l'article III, à savoir éviter que les parties contractantes n'utilisent leurs pouvoirs réglementaires à des fins protectionnistes. Dans l'affaire *Japon – Taxe sur les boissons alcooliques*, l'Organe d'appel a jugé que la notion de « *produit similaire* » ne signifiait pas que les produits importés et les produits nationaux devaient être identiques. Il a estimé que ce concept peut, à l'image d'un accordéon, s'étendre et se réduire en fonction du contexte de l'article dans lequel il apparaît (voir OMC, 1996c).

Une fois que les produits importés et nationaux sont déclarés similaires, le deuxième critère à respecter est que les taxes et redevances appliquées aux produits importés ne doivent pas être supérieures à celles appliquées aux produits nationaux *similaires*. Cette condition a été interprétée comme excluant l'imposition de taxes à un niveau supérieur à celui des produits nationaux même si l'écart est très faible (voir GATT, 1987).

5.4.2.2. Article III:2 : Deuxième segment – Produits directement concurrents ou directement substituables

Le deuxième segment de l'article III:2 du GATT, lu à la lumière de l'article III.1 et de la note interprétative à l'article III:2, stipule que les importations ne devraient pas être taxées d'une façon différente des produits nationaux « directement concurrentiels ou directement substituables » de manière à « protéger la production nationale ». À la différence du premier segment de l'article III:2, le deuxième segment se fonde sur un critère beaucoup plus large, à savoir le caractère protectionniste du système fiscal intérieur. Le deuxième segment n'est donc applicable que si les produits importés et les produits nationaux ne sont pas des produits *similaires*. Pour déterminer si les produits importés et les produits nationaux sont similaires, le critère applicable consiste à vérifier s'ils répondent aux conditions fixées dans le premier segment de l'article II.2 du GATT.

L'application du deuxième segment soulève deux problèmes majeurs. Le premier concerne la détermination du caractère concurrentiel ou substituable des produits. Le caractère concurrentiel ou directement substituable des produits est déterminé d'après le critère selon lequel les produits ont des utilisations communes, comme le démontrent leur substituabilité fonctionnelle, leur utilisation prévue et leur prix [voir OMC (1996c) et Schoenbaum (1992)]. Sous réserve que deux produits remplissent la même fonction pour les consommateurs, les différences sociales ou environnementales importantes sont considérées comme non pertinentes. Des produits sont distinguables lorsque les consommateurs du pays en question perçoivent l'existence d'une distinction notable : le deuxième segment de l'article III:2 renferme ainsi un « élément de dynamisme » qui est absent de l'expression « produits similaires » ; voir Fauchald (1998).

L'application de taxes différentielles à des produits fonctionnellement équivalents, sur la base de caractéristiques physiques ou de procédés et méthodes de production, relèverait du deuxième segment de l'article II:2. On peut faire valoir que lorsque la décision de l'acheteur est influencée par des facteurs environnementaux, la méthode de production devient aussi un important élément pour évaluer les caractéristiques pertinentes d'un produit. Cette différenciation transparait dans les préférences de certains consommateurs pour les fruits et légumes « biologiques », les œufs de poules fermières et le thon pêché avec des filets sans danger pour les dauphins [Cameron (1993); Hoerner et Muller (1996); Goh, 2004].

Le second problème est de savoir si l'imposition d'une pression fiscale plus lourde sur les produits importés que sur les produits locaux peut être interprétée comme étant appliquée de manière à protéger les produits nationaux. Cette question nécessite une détermination séparée de l'intention protectionniste. Cette détermination est effectuée en examinant objectivement la conception, les critères sous-jacents, l'architecture et la structure (voir OMC, 1996c). La distribution géographique des effets discriminatoires servira de point de repère. Le simple fait que la charge de la taxe est supportée principalement par les produits importés ne révèle pas une intention protectionniste si le pays d'origine est visé uniquement par coïncidence¹⁰. Lorsque les critères ou les caractéristiques qui entraînent l'application de la taxe sont limités par définition aux

produits provenant de certains pays, comme c'est le cas des taxes sur les bois tropicaux, l'application protectionniste sera plus aisée à prouver¹¹. Selon l'étude OMC (1996c), l'ampleur de l'écart fiscal peut aussi constituer une preuve de protection. Cela pourrait rendre fort complexe le recours aux ajustements fiscaux à la frontière pour surmonter les problèmes de compétitivité suscités par la mise en place de taxes liées à l'environnement.

5.4.3. Ajustements fiscaux à la frontière applicables aux exportations

Les impacts sur la compétitivité des taxes et redevances liées à l'environnement visant l'industrie nationale peuvent aussi être neutralisés par la remise des taxes ou redevances intérieures sur les produits destinés à l'exportation. Dans la mesure où les externalités de consommation ne contribuent pas à des atteintes à l'environnement à l'échelle mondiale, soustraire les exportations à la pression fiscale intérieure reflète une allocation plus appropriée, car on présume que ces externalités seront traitées dans le pays consommateur. Lorsque les externalités de consommation sont transfrontalières, il est sans doute préférable de limiter le degré de remise des taxes liées à l'environnement.

L'application du principe de destination aux exportations conduit à se demander si les remises à l'exportation accordées dans ces circonstances constituent une subvention à l'exportation interdite ou passible de mesures compensatoires en vertu des règles du GATT. Cette question découle du fait que l'article XVI:4 du GATT interdit les subventions directes ou indirectes à des produits qui auraient pour effet :

« ... de ramener le prix de vente à l'exportation de ce produit au-dessous du prix comparable demandé aux acheteurs du marché intérieur pour le produit similaire, »

Les articles VI:3 et VI:6(a) du GATT autorisent une partie à imposer des droits compensateurs sur le produit importé pour un montant équivalent à la subvention accordée par l'exportateur.

La note interprétative de l'article XVI du GATT de 1994 définit trois conditions qui régissent le traitement des ajustements fiscaux à la frontière pour les produits exportés. Premièrement, seules les taxes intérieures qui sont effectivement perçues sur les produits nationaux peuvent faire l'objet d'une exemption ou d'une remise à l'exportation. Deuxièmement, l'exemption ou la remise de ces taxes intérieures ne doit pas excéder les montants qui ont été perçus sur les produits nationaux. Troisièmement, les produits exportés et les produits nationaux doivent être similaires.

L'imposition de conditions rigoureuses pour le traitement des AFF sur les exportations est d'autant plus nécessaire que les AFF peuvent être utilisés principalement comme un moyen déguisé de supprimer des désavantages concurrentiels de l'industrie nationale.

L'article VI:4 du GATT de 1994 empêche l'application de droits compensateurs lorsqu'un produit exporté a été exempté de taxes intérieures. Ces principes ont été également repris dans l'ASMC de 1994. L'ASMC de 1994 a aussi traité la possibilité d'appliquer des réductions à l'exportation sur les taxes visant un produit particulier ou des intrants qui ont été physiquement incorporés dans le produit.

5.5. AFF applicables à des intrants non physiquement incorporés dans les produits

5.5.1. Mise en perspective

Tandis que le GATT autorise les ajustements à la frontière pour les taxes intérieures sur les produits finaux, les problèmes sont beaucoup plus complexes en ce qui concerne

l'application d'ajustements fiscaux à la frontière pour des procédés ou des intrants qui ne sont pas physiquement incorporés au produit final.

La remise de taxes sur des intrants incorporés à des fins d'AFF pose des difficultés potentielles en termes d'administration et de mise en application. La complexité des questions sous-jacentes dans ce domaine fait craindre un véritable champ de mines du point de vue de la réglementation. Ainsi, des problèmes de mesure et d'administration peuvent se poser lorsqu'il s'agit d'accorder aux exportations d'acier un allègement concernant le montant de la taxe sur le carbone incorporée dans le prix à l'exportation avant ajustement. Une estimation peut donner lieu à des résultats injustes et générateurs de distorsions si des technologies de production différentes sont utilisées par différents producteurs dans différents pays au fil du temps, ce qui implique un contenu en carbone variable. Dans ces cas, l'établissement de l'AFF approprié peut engendrer des coûts administratifs et de conformité très élevés.

Le Groupe de travail du GATT de 1970 a étudié cette question, mais n'a pu parvenir à une conclusion. Il a constaté qu'il y avait « divergence de vues sur le point de savoir si certaines catégories de taxes peuvent faire l'objet d'ajustements », s'agissant notamment des taxes occultes, qui englobent les impôts sur la consommation visant les biens d'équipement, les matières auxiliaires et les services utilisés dans la fabrication et le transport d'autres marchandises taxables, ainsi que les taxes sur la publicité, l'énergie, les machines et le transport. Le Groupe de travail n'a pas exploré cette question; il a estimé que « si ce secteur de la fiscalité présente des points obscurs, son importance, à en juger par le petit nombre de réclamations auxquelles donne lieu l'ajustement des taxes occultes, n'est pas telle que la poursuite d'un examen détaillé se justifie ».

5.5.2. Où en est le débat?

Les experts sont également divisés sur l'applicabilité potentielle des règles du GATT dans ce contexte.

Brack et al. (2000) affirment que l'exemption ou la remise à l'exportation de taxes indirectes sur des intrants manufacturiers qui sont intégrés sans être physiquement incorporés dans la marchandise faisant l'objet de l'échange (taxes occultes) est interdite en vertu de l'Accord de 1994 sur les subventions et les mesures compensatoires et de l'instrument précédent, à savoir le Code des subventions de 1979.

La note 61 à l'annexe II de l'ASMC de 1994 définit en outre « les intrants consommés dans le processus de production comme étant des intrants physiquement incorporés, de l'énergie, des combustibles et carburants utilisés dans le processus de production et des catalyseurs qui sont consommés au cours de leur utilisation pour obtenir le produit exporté ». De fait, les taxes sur les éléments énumérés dans la note 61 – y compris « l'énergie, les combustibles et les carburants utilisés dans le processus de production » – peuvent faire l'objet d'un ajustement à la frontière, du moins pour les exportations. À la différence des importations, ces dispositions semblent autoriser l'application d'AFF concernant les taxes sur l'énergie / le carbone sur la base du procédé de production.

Brack et al. (2000) soulignent toutefois que l'annexe (annexe II) porte dans sa totalité sur les « impôts indirects perçus à des stades antérieurs », qui sont définis plus précisément dans l'Accord de la façon suivante :

Les impôts indirects « perçus à des stades antérieurs » sont les impôts perçus sur les biens ou services utilisés directement ou indirectement pour la production du produit.

Les impôts indirects « en cascade » sont « des impôts échelonnés sur des stades multiples, qui sont perçus lorsqu'il n'existe pas de mécanisme de crédit ultérieur d'impôt pour le cas où des biens ou services imposables à un certain stade de production sont utilisés à un stade de production ultérieur ».

De l'avis des auteurs, l'expression utilisée en premier, celle de taxes occultes (droits d'accise, par exemple) ne correspond sans doute pas à des impôts « en cascade », étant donné que le carbone ou l'énergie ne sont taxés qu'une seule fois – au stade de leur incorporation dans le procédé de production. À titre d'exemple, bien que l'énergie soit utilisée à chaque étape du processus de fabrication, chaque unité de combustible n'est taxée qu'une seule fois. L'archétype de la taxe indirecte cumulative est l'impôt en cascade, qui représente une taxe *ad valorem* sur tous les transferts de biens, y compris ceux utilisés comme intrants dans la production manufacturière. Les impôts en cascade s'ajoutent les uns aux autres – les intrants sont taxés, mais les produits le sont également. Ainsi, une taxe sur une feuille d'acier utilisée pour fabriquer une automobile devient partie intégrante du coût de production de l'automobile, et cette taxe est elle-même taxée lorsque l'automobile est vendue. Les impôts en cascade ont été le précurseur des systèmes de taxe sur la valeur ajoutée (TVA). Dans la plupart des pays industrialisés, ils ont été remplacés par des régimes de TVA, mais ils s'appliquent encore dans quelques pays en développement. Dans un régime de TVA, en revanche, chaque producteur acquitte une taxe uniquement sur l'accroissement de valeur qui est intervenu depuis le dernier transfert, et c'est le consommateur final qui acquitte la taxe sur la valeur totale du produit.

À la lumière des considérations précédentes, Brack et al. (2000) concluent que la définition de la note 61, qui semble *a priori* autoriser les AFF à l'exportation concernant les taxes sur l'énergie/le carbone, ne s'applique pas en fait aux taxes sur le carbone ou sur l'énergie. Leur conclusion se fonde sur les raisons suivantes :

1. Le Code des subventions du GATT de 1979 (que l'ASMC a remplacé) mentionnait les « produits physiquement incorporés dans le produit exporté ». Les signataires du Code avaient défini ces produits comme étant « les facteurs qui sont utilisés dans le processus de production et... sont physiquement présents dans le produit exporté. Les signataires notent qu'un facteur n'a pas besoin d'être présent dans le produit final sous la même forme que celle sous laquelle il entre dans le processus de production »¹². Il semble très peu probable que l'ASMC de 1994 ait réellement visé à élargir le champ des AFF, démarche qui serait totalement contraire à l'évolution du système commercial multilatéral.
2. La possibilité d'un élargissement a été relevée avec une certaine préoccupation lors des négociations du Cycle d'Uruguay. Un responsable du Bureau du représentant des États-Unis pour le commerce (USTR) indiquait dans une lettre que la nouvelle formulation inscrite dans l'ASMC de 1994 faisait l'objet d'un accord informel parmi les pays développés, selon lequel :

« ... le changement en question a été proposé pour résoudre une question spécifique et très étroite touchant les exportations de certains produits à forte intensité énergétique provenant d'un nombre limité de pays. L'intention n'a jamais été d'étendre en substance le droit des pays à pratiquer des ajustements fiscaux à la frontière au titre d'un large éventail de taxes sur l'énergie, en particulier dans le monde développé... Nous avons discuté de la question avec d'autres pays développés qui participaient aux négociations sur le Code relatif aux subventions. Nous sommes heureux de constater que ces pays partagent notre point de vue sur le but de ce texte tel qu'il est rédigé et sur l'importance

de procéder à un examen international approfondi avant que des conclusions de fond plus larges puissent être tirées en ce qui concerne les ajustements à la frontière et les taxes sur l'énergie. Les travaux en cours à l'OCDE sur le commerce et l'environnement peuvent être une occasion particulièrement opportune de poursuivre l'examen de la question à l'échelle internationale. »¹³

De l'avis de Brack et al. (2000), les AFF liés au procédé de production ne sont autorisés que s'ils s'appliquent à des intrants qui sont physiquement incorporés. Les AFF ne sont apparemment pas autorisés si l'intrant n'est pas présent dans le produit final – ce qui est le cas pour l'énergie consommée et le carbone émis durant la production.

Il a été indiqué que le refus de la remise pour ces taxes s'accorde avec le principe pollueur-payeur d'un développement viable sur le plan écologique, car il contraint le producteur à assumer la responsabilité des impacts environnementaux de la production. De la sorte, les règles du GATT/de l'OMC sur ce point favorisent l'internalisation des coûts par le biais de la taxation environnementale (McDonald, 2005).

Un autre groupe de commentateurs [Pitschas (1995), Hoerner et Muller (1996), Biermann et Brohm (2003)] ont affirmé (en invoquant des arguments différents) que, conformément à l'ASMC de 1994, les taxes sur le carbone/sur l'énergie frappant les intrants qui n'ont pas été physiquement incorporés dans les produits exportés peuvent faire l'objet d'un ajustement. Hoerner et Muller (1996) se fondent à cet égard sur l'historique de la négociation du GATT¹⁴. Pour leur part, Biermann et Brohm (2003) estiment qu'il n'y a pas de preuve de l'existence d'un accord formel écrit (qui donnerait aux termes utilisés dans la note de bas de page 61 un sens différent de leur sens ordinaire) comme affirmé par le représentant de l'USTR, et que sa lettre n'aurait qu'une faible valeur juridique au cas où un différend concernant la remise des taxes sur l'énergie serait soumis à l'OMC pour conciliation.

Aucune de ces thèses ne formule le dernier mot sur la question. Il appartiendrait à un groupe spécial de l'OMC pour le règlement des différends de tirer une conclusion sur ce point.

5.5.3. Études de cas des mécanismes AFF fondés sur le procédé de production dans le contexte des accises environnementales

Cette section examine les caractéristiques des mécanismes d'ajustement à la frontière fondés sur le procédé de production mis en œuvre dans le contexte des taxes d'accise écologiques aux États-Unis – accise Superfund sur les produits chimiques (taxe Superfund), et taxe sur les substances appauvrissant la couche d'ozone.

5.5.3.1. La taxe Superfund

Le dispositif *United States Superfund Amendments and Reauthorization Act* de 1986 (ci-après appelé taxe Superfund), a été conçu principalement pour alimenter un fonds fiduciaire destiné à financer le nettoyage des sites de déchets toxiques contaminés, lorsque les pollueurs ne pouvaient pas être localisés. Il s'agissait donc d'une tentative pour faire supporter la charge de ce nettoyage aux générateurs des déchets, et non pas d'influencer les comportements par le biais des prix. Le taux de la taxe était faible : quelques dollars par tonne de produits chimiques et de substances taxés.

La loi a mis en place un système de taxes pour financer le nettoyage des sites de déchets toxiques, notamment une accise sur les produits pétroliers, une surtaxe au titre de l'impôt sur le revenu des sociétés et un système de taxes d'accise sur certains produits chimiques et produits dérivés.

Les accises Superfund sur les produits chimiques s'appliquaient à la vente ou à l'utilisation de certains produits chimiques énumérés dans une annexe à la loi¹⁵. Étaient également visés les produits chimiques non taxés produits à l'aide de substances chimiques taxées. L'ensemble de ces produits chimiques était décrit dans le code fiscal par les termes « substances taxables »¹⁶. Ces dérivés n'étaient pas eux-mêmes soumis aux taxes d'accise mais les importations de ces produits étaient taxées, et les exportations bénéficiaient d'une ristourne, dans la mesure où les substances chimiques taxables constituaient au moins 50 %, en poids ou en valeur, des produits chimiques utilisés pour produire la substance finale.

En conséquence, les produits chimiques importés étaient soumis à des AFF équivalant à un impôt sur la consommation perçu au niveau du fabricant; les importations étaient taxées sur la première vente ou la première utilisation par l'importateur, et toute taxe précédemment perçue sur les exportations faisait l'objet d'une ristourne. Étant donné que la taxe était perçue sur la première vente ou utilisation intérieure, un dégrèvement de la taxe à l'exportation n'était pas toujours nécessaire.

Le mécanisme AFF inscrit dans la législation prévoyait un système en trois phases pour déterminer le taux applicable à une substance taxable importée. Si l'importateur fournissait des informations détaillées sur les produits chimiques taxables effectivement utilisés dans la production de la substance importée, la taxe était établie en fonction du montant de la taxe qui aurait été acquittée si la substance avait été produite aux États-Unis. Si l'importateur ne fournissait pas d'informations suffisantes, il se voyait appliquer un taux de pénalité de 5 % de la valeur estimative du produit. Toutefois, le ministre du Trésor pouvait prescrire – à la place des 5 % – un taux égal à celui qui serait appliqué si la substance était produite selon la « méthode de production prédominante » utilisée aux États-Unis.

Concernant les substances taxables qui étaient exportées, le producteur ou l'importateur avait droit à un remboursement à raison du montant de la taxe précédemment acquittée. Pour percevoir ce remboursement, la partie qui acquittait la taxe était tenue soit de payer la taxe remboursée à l'exportateur soit de recevoir un abandon de paiement de la part de l'exportateur. Autrement, si la partie acquittant la taxe renonçait au crédit ou au remboursement, l'exportateur était autorisé à le percevoir¹⁷. Dans l'un ou l'autre cas, le remboursement ou le crédit était calculé en fonction de la taxe effectivement acquittée, et non de la taxe imputée en vertu de la méthode de production prédominante.

Le mécanisme AFF de taxe Superfund s'appliquait de telle sorte que la taxe était calculée par rapport à la quantité de produits chimiques utilisés *dans le processus de production*; il n'était pas nécessaire que la totalité des atomes contenus dans le produit chimique taxable soient physiquement incorporés dans la substance finale, et le taux de la taxe n'était pas ajusté si une fraction seulement des produits chimiques initiaux étaient effectivement présents en fin d'opération. Par conséquent, il s'agissait bien d'un AFF fondé sur le procédé de production.

La taxe est venue à expiration à la fin de 1995, le Congrès et l'Administration n'ayant pu parvenir à un accord opérationnel sur divers aspects du financement du nettoyage des sites.

5.5.3.2. Le différend sur la taxe Superfund et la décision du Groupe spécial du GATT

La taxe Superfund a été contestée par la Communauté européenne, par le Canada et par le Mexique devant un Groupe spécial du GATT¹⁸. Le différend portait sur le point de

savoir si les taxes qui étaient appliquées aux produits importés pour compenser l'impact des taxes intérieures sur les intrants physiquement incorporés aux produits nationaux similaires étaient compatibles avec les règles du GATT. La Communauté européenne a fait valoir que la taxe des États-Unis était destinée à produire des recettes pour éliminer la pollution occasionnée aux États-Unis par les substances chimiques durant la transformation. Étant donné que les produits chimiques importés avaient été transformés à l'étranger, on pouvait supposer que la pollution dans le pays de production était taxée ou réglementée dans ce pays. De plus, les produits chimiques exportés par les États-Unis étaient exemptés de la taxe en dépit du fait que leur production engendrait une pollution aux États-Unis. La taxe sur les importations était donc incompatible avec l'objet de la loi Superfund et avec le principe pollueur-payeur. Le Groupe spécial du GATT n'a pas évalué la compatibilité des ajustements fiscaux avec le principe « pollueur-payeur », car il a estimé que ce principe n'était pas pertinent pour déterminer la possibilité d'appliquer des AFF en vertu du droit du GATT.

En avalisant le système d'AFF sur les substances taxables en fonction de la consommation effective de produits chimiques taxables durant leur production, ainsi que le système d'imputation fondé sur la méthode de production prédominante, le Groupe spécial a fait valoir que la taxe imposée par les États-Unis sur les substances importées était égale à la taxe supportée par des produits nationaux comparables par suite de la taxe supportée par leurs intrants. Elle était donc conforme au principe du traitement national.

Le Groupe spécial a constaté que la taxe appliquée aux « produits chimiques utilisés pour produire ou fabriquer les produits importés » était une taxe « directement imposée aux produits » et pouvait donc être prise en compte pour l'imposition d'ajustements à la frontière aux produits importés similaires. Le Groupe spécial a retenu l'argument des États-Unis selon lequel le GATT envisageait la possibilité d'appliquer des AFF aux produits importés contenant des substances soumises à une taxe intérieure. Toutefois, le Groupe n'a pas indiqué si les produits chimiques devaient être physiquement incorporés dans le produit final d'une manière ou d'une autre, ou s'ils pouvaient être consommés durant le processus de production sans laisser de traces.

Le Groupe spécial a ensuite fait référence à l'article II:2(a) du GATT et précise qu'une concession tarifaire n'empêche pas de percevoir « une imposition équivalant à une taxe intérieure frappant, en conformité du paragraphe 2 de l'article II, un produit national similaire ou une marchandise qui a été incorporée dans l'article importé ». Le Groupe spécial a aussi rappelé que les rédacteurs du GATT avaient indiqué : « si la parfumerie est taxée à raison de l'alcool qu'elle contient, on frappera la part de la valeur qui représente de l'alcool et non le parfum lui-même, de sorte que le droit porte sur la teneur en produits taxés et non sur la marchandise tout entière. »

Par ailleurs, le Groupe spécial a conclu que les taux de la taxe Superfund sur les importations étaient déterminés – en principe – par rapport au volume des produits chimiques utilisés et non par rapport à la valeur de la substance importée. Étant donné que la taxe sur les substances importées était équivalente à l'imposition supportée par les substances nationales similaires du fait de la taxe sur les produits chimiques, cette mesure était compatible avec le premier segment de l'article III:2.

Le Groupe spécial s'est déclaré préoccupé par le fait que le règlement d'application en vertu duquel le ministre du Trésor pouvait prescrire un taux en fonction de la méthode de production prédominante n'avait pas été publié. Toutefois, étant donné que les autorités

fiscales des États-Unis pouvaient se dispenser d'imposer le taux de pénalité – et à la lumière des déclarations formelles des États-Unis selon lesquelles « en toute probabilité, le taux de pénalité de 5 % ne serait jamais appliqué » –, le Groupe spécial a conclu que les dispositions relatives au taux de pénalité n'allaient pas à l'encontre du premier segment de l'article III :2.

5.5.3.3. La taxe des États-Unis sur les substances appauvrissant la couche d'ozone

Afin de réaliser l'élimination progressive des substances appauvrissant la couche d'ozone conformément au Protocole de Montréal de 1987, le Congrès des États-Unis a adopté un système de taxes d'accise et de quotas pour les producteurs de ces substances, dans le cadre de l'*Omnibus Budget Reconciliation Act* de 1989. La taxe avait pour but de permettre aux mécanismes de marché de contribuer à la recherche de substituts des produits chimiques taxés. Elle devait influencer sur les comportements par le biais du système de tarification et s'est révélée efficace à la fois pour relever le prix des produits chimiques taxés et pour en décourager la production. Cette taxe a été mise en place progressivement sur une période de plusieurs années.

La taxe d'accise s'est appliquée à une longue liste de produits chimiques appauvrissant la couche d'ozone, à des taux proportionnels à leur nocivité potentielle pour l'ozone, et elle a été augmentée chaque année. Les majorations étaient déterminées par rapport à un montant fixe. La prévisibilité de ces relèvements a sans doute eu un effet incitatif aussi important que la taxe car elle a permis aux producteurs et aux consommateurs de prendre leurs dispositions à l'avance. Une taxe minimale sur les stocks a été également instaurée pour faire en sorte que les stocks produits durant une année ne puissent pas être revendus à des prix plus hauts les années suivantes.

Des exemptions ont été prévues pour les produits chimiques recyclés, les exportations, les produits chimiques utilisés comme intrants ou dans la production d'isolants thermiques à la mousse, ainsi que pour d'autres utilisations ne présentant pas de risques pour l'environnement.

5.5.3.4. Le mécanisme d'ajustement à la frontière incorporé dans la taxe

Lors de l'examen des propositions visant à instituer une taxe sur les substances appauvrissant la couche d'ozone, les producteurs et les utilisateurs ont fait valoir que cette taxe risquait de compromettre sérieusement la compétitivité internationale du secteur. Pour répondre à ces craintes, un mécanisme AFF a été intégré au dispositif.

Le mécanisme AFF de la taxe sur les substances chimiques appauvrissant la couche d'ozone partage un certain nombre de caractéristiques avec la taxe Superfund. Premièrement, dans les deux cas, les AFF sont liés aux produits et aux procédés de production. Deuxièmement, les importations et les exportations de produits chimiques appauvrissant la couche d'ozone sont généralement taxées en fonction du principe de destination; en conséquence, la taxe est perçue sur les produits importés contenant des substances appauvrissant la couche d'ozone ou fabriqués avec de telles substances lorsque le produit est vendu pour la première fois ou utilisé pour la première fois par l'importateur, à un taux égal au taux de la taxe intérieure; les exportateurs (ou les fabricants) ont droit à des abattements. Cette disposition empêche les producteurs étrangers qui ne sont pas soumis à une taxe comparable de s'en prendre aux fabricants des États-Unis, et permet aux exportateurs américains de lutter à armes égales avec les producteurs établis dans d'autres pays qui n'ont pas institué de taxes similaires.

Aux fins de l’AFF, l’importateur peut calculer la taxe de trois manières. Comme dans le cas de la taxe Superfund, si l’importateur fournit une documentation suffisante et précise indiquant la composition exacte des substances appauvrissant la couche d’ozone utilisées dans la fabrication, la taxe perçue est calculée en fonction de l’utilisation effective. Si l’importateur ne fournit pas de données sur la production effective, le Trésor effectue une détermination sur la base des quantités utilisées avec les méthodes prédominantes de production de produits similaires aux États-Unis. En l’absence de données comparables, le Trésor est habilité à imposer une taxe *ad valorem* de 5 %.

L’AFF s’applique également à tous les produits qui contiennent des substances appauvrissant la couche d’ozone ou qui sont produits avec de telles substances, sauf si le ministre du Trésor conclut que seul un montant *de minimis* de ces produits a été utilisé dans la fabrication ou la production. La réglementation du Trésor a fixé le niveau *de minimis* à 0.1 % du coût pour l’importateur de l’acquisition du produit. L’exception *de minimis* ne s’applique pas au matériel de réfrigération ou de climatisation, aux aérosols ou mousses ou à l’équipement électronique.

5.5.4. La taxe des États-Unis sur les substances appauvrissant la couche d’ozone : évaluation

À la différence de la taxe Superfund, la taxe d’accise sur les substances appauvrissant la couche d’ozone a été fixée à un niveau relativement élevé; en 1994-95, par exemple, le prix taxe comprise des CFC-11 et CFC-12 (CFC les plus couramment utilisés) représentait près du triple du prix hors taxes de ces produits. Compte tenu d’une forte demande de CFC comme fluides réfrigérants pour la climatisation des véhicules à moteur, il en est résulté une vive hausse des importations illégales de ces substances aux États-Unis. Un certain nombre de mesures correctrices ont permis de freiner ce commerce illégal; voir Brack (1996) et (1997); Brack *et al.* (2000) et Hoerner (1998).

Commentant l’expérience des États-Unis, Hoerner (1997) formule les observations suivantes :

« L’expérience des États-Unis concernant la taxe sur les substances appauvrissant la couche d’ozone souligne la nécessité de recourir aux AFF pour tirer parti de la taxation environnementale. Grâce au système AFF, l’industrie nationale productrice de substances appauvrissant la couche d’ozone a été protégée de la prédation étrangère, tandis qu’une élimination progressive et ordonnée de ces substances a été réalisée. Cela a permis aux entreprises chimiques américaines de jouer un rôle pilote dans l’élaboration de substituts commercialement viables des substances appauvrissant la couche d’ozone pour un large éventail de procédés de production, ces substituts étant désormais utilisés dans le monde entier. La taxe sur les substances appauvrissant la couche d’ozone était assez élevée, de sorte que, sans les AFF, l’industrie nationale aurait été rapidement balayée par les importations étrangères, sans résultats bénéfiques pour l’environnement au plan mondial. Étant donné cette réalité du marché, la réalité politique est que, en l’absence des AFF, le Congrès des États-Unis n’aurait jamais adopté la taxe sur les substances appauvrissant la couche d’ozone. »

D’après un rapport du PNUE, fin 1998 (dernière date pour laquelle on dispose de données complètes), la production des premiers CFC avait chuté de 95 % dans les pays industrialisés (la production restante étant affectée à des utilisations essentielles exemptées et aux exportations vers les pays en développement); la production des premiers halons

contrôlés avait baissé de 99.8 %. Bien que la production et la consommation aient augmenté dans les pays en développement, comme le prévoyait et l'autorisait le Protocole de Montréal, la production mondiale totale avait reculé d'environ 88 % (CFC) et 84 % (halons) par rapport à l'année de référence, 1986. Le rapport du PNUE constate que l'accroissement des concentrations des principales substances chimiques appauvrissant la couche d'ozone dans l'atmosphère s'est nettement ralenti. La quantité totale de substances nocives pour l'ozone dans la basse atmosphère a atteint un pic en 1994, et décroît désormais lentement.

5.5.5. Enseignements de l'expérience des États-Unis concernant les AFF dans le contexte de la taxe Superfund et de la taxe sur les substances appauvrissant la couche d'ozone

Hoerner (1998) tire les leçons suivantes de l'expérience des États-Unis concernant les AFF :

- S'agissant des importations pour lesquelles l'information nécessaire sur le procédé de production est limitée ou n'est pas fournie par l'exportateur, l'adoption par défaut de la méthode nationale prédominante serait compatible avec les règles du GATT.
- Les AFF devraient être évités lorsque la taxe représente une fraction insignifiante du prix; le plancher de 50 % pour la taxe Superfund et la règle de *minimis* pour les produits non inscrits concernant la taxe sur les substances appauvrissant la couche d'ozone ont contribué à éviter la charge administrative notable que représenterait le calcul de montants de taxes extrêmement faibles, avec des retombées écologiques très réduites.
- Si la taxe atteint une proportion significative du prix final, il peut en résulter de la fraude et notamment une prolifération des échanges illégaux. Toutefois, ce problème n'est pas propre aux AFF; il découle des prix relatifs et de la disponibilité relative des produits contrôlés et de leurs substituts. L'Union européenne – qui n'applique pas de taxe sur les substances appauvrissant la couche d'ozone – a enregistré d'importants volumes d'importations illégales. Toutefois, il est clair que le recours à des taxes et à des AFF risque d'exacerber ces problèmes.

Goh (2004) met en garde sur le fait que certains aspects de la décision *Superfund* pourraient avoir des répercussions négatives sur la compétitivité :

- La disposition stipulant que les importateurs ne peuvent bénéficier des taux de taxe normaux que s'ils fournissent des informations suffisantes aux autorités des États-Unis conduit à s'interroger sur la nécessité de communiquer des informations commerciales et propriétaires. Goh fait valoir que, du point de vue de l'entreprise, la nécessité de protéger des informations commercialement sensibles et propriétaires – notamment les données sur les matériaux et les procédés entrant dans la fabrication d'un produit – est tout à fait justifiée. La possibilité de voir ces informations tomber entre les mains des concurrents risque de contrarier fortement les échanges.
- Les mécanismes de la loi Superfund suscitent des préoccupations à la fois du point de vue de la politique commerciale et du point de vue de la politique d'environnement. Comme l'a souligné la Communauté européenne, on peut présumer que les concurrents étrangers des producteurs américains des produits et substances chimiques taxables ont payé pour la pollution occasionnée par la fabrication de ces produits et substances, en vertu du principe pollueur-payeur. Ils ont pu le faire soit directement (en acquittant une taxe de dépollution), soit indirectement (en observant des obligations réglementaires pour prévenir la pollution). Par conséquent, la loi Superfund a accordé aux producteurs des États-Unis un avantage concurrentiel indu, étant donné qu'un produit chimique

exporté par les États-Unis était exonéré de la taxe en vertu de la loi Superfund alors qu'aucune taxe correspondante n'était imposée lorsque ce produit était importé dans la Communauté européenne.

À l'inverse, une substance contenant le produit chimique exportée aux États-Unis aurait supporté deux fois les coûts de la protection de l'environnement – une fois dans le pays exportateur, en vertu du principe pollueur-payeur, puis au moment de l'importation aux États-Unis, en vertu du dispositif américain. De fait, la loi Superfund obligeait les producteurs étrangers à contribuer aux coûts de dépollution des producteurs des États-Unis.

Goh (2004) fait observer que ces dispositions vont à l'encontre de la Déclaration de Rio de 1992 (principe 16) qui fait obligation aux autorités nationales d'internaliser les coûts environnementaux et d'éviter les distorsions des échanges dans l'application des mesures environnementales.

5.6. Applicabilité des AFF aux taxes sur le carbone/ l'énergie liées au procédé de production

À la suite de la ratification du Protocole de Kyoto, un certain nombre de pays ont pris des mesures pour relever les défis du changement climatique. En particulier, le système d'échange de droits d'émission de l'UE est entré en vigueur en janvier 2005, et un certain nombre d'autres pays ont institué des taxes sur l'énergie/le carbone. Ces évolutions ont conduit à se demander si les taxes sur le carbone/l'énergie liées au procédé de production peuvent faire l'objet d'un ajustement à la frontière en vertu des règles du GATT.

5.6.1. Article XX (exceptions générales) du GATT

L'article XX (exceptions générales) autorise des dérogations limitées et conditionnelles au principe de la non-discrimination. En conséquence, la violation, par certaines mesures, des obligations générales du GATT (au regard des articles I, III ou XI) ne serait pas nécessairement proscrite en vertu du GATT. Des mesures restreignant les échanges fondées sur les procédés et méthodes de production pourraient être autorisées soit en vertu de l'article XX(b): lorsqu'elles sont nécessaires à la protection de la santé et de la vie des personnes et des animaux ou à la préservation des végétaux; soit en vertu de l'article XX(g) : lorsqu'elles se rapportent à la conservation des ressources naturelles épuisables¹⁹, et si de telles mesures sont appliquées conjointement avec des restrictions à la production ou à la consommation nationales. Les mesures visant à lutter contre le changement climatique relèveront des paragraphes (b) et (g) de l'article XX. L'étude OMC (1996d) a estimé qu'une mesure visant à préserver la pureté de l'air relevait du paragraphe (g).

En outre, la note liminaire de l'article XX impose une condition préalable, à savoir que la mesure ne doit pas être appliquée « de façon à constituer soit un moyen de discrimination arbitraire ou injustifiable entre les pays où les mêmes conditions existent, soit une restriction déguisée au commerce international ».

Dans la décision sur l'affaire *Crevettes-tortues*, le Groupe spécial a fait valoir que l'article XX maintient un équilibre entre les droits des membres de l'OMC de prendre des mesures pour poursuivre des objectifs « reconnus comme ayant un caractère important et légitime » et les droits des autres membres de bénéficier du respect des obligations au titre du GATT/de l'OMC.

Tandis que ces deux exceptions pourraient sans doute s'appliquer aux taxes sur le carbone/l'énergie, ou à un mécanisme d'échange de droits d'émission, il est tout à fait concevable qu'un Groupe spécial de règlement des différends adopte une interprétation restrictive de l'article. En pareil cas, il estimerait que l'objectif principal de l'AFF en fait une mesure discriminatoire destinée à protéger l'industrie nationale contre l'impact effectif ou perçu de la taxe, et non à atténuer les effets du changement climatique. Toutefois, cette conclusion ne peut pas être établie avant qu'un Groupe spécial ne procède à une détermination formelle sur cette question. L'imbrication étroite des questions sous-jacentes est illustrée par le fait que le Comité du commerce et de l'environnement de l'OMC n'a cessé de débattre de ce problème depuis sa création en 1995 et n'est toujours pas parvenu à le résoudre.

Notes

1. Il existe une divergence de vues entre les pouvoirs publics et les commentateurs sur le point de savoir si les taxes sur l'énergie (par opposition aux autres politiques et mesures environnementales) représentent le moyen le plus efficace de faire face au changement climatique.
2. Allemagne, Autriche, Danemark, Finlande, Italie, Norvège, Pays-Bas, Royaume-Uni et Suède.
3. Voir OCDE (2001a) et le chapitre 2 ci-dessus pour une description plus détaillée des applications actuelles des taxes liées à l'environnement.
4. En vue de réaliser des réductions notables par rapport aux scénarios de changement climatique dans le long terme, le Conseil allemand du développement durable estime par exemple que l'Allemagne devrait abaisser ses émissions de CO₂ jusqu'en 2050 de 80 % par rapport aux niveaux de 1990 [voir Biermann et Brohm, (2003) et Conseil allemand du développement durable (2001)]. En Australie, le Groupe consultatif sur les gaz à effet de serre (Greenhouse Advisory Panel) a recommandé que l'État de Nouvelle-Galles-du-Sud ampute ses émissions de 60 % d'ici à 2050 (New South Wales Energy Green Paper, 2005).
5. Des exceptions à ce principe central sont autorisées dans certaines circonstances bien définies, notamment dans le contexte des accords commerciaux régionaux ou des accords préférentiels en faveur des pays en développement.
6. Les données présentées dans cette section proviennent en grande partie du document OCDE (1994).
7. Voir la note 58 de l'annexe I à l'Accord sur les subventions et les mesures compensatoires de 1994.
8. Pour une analyse détaillée de l'évolution de ce concept, voir OCDE (1995).
9. Le rapport du Groupe spécial a été diffusé en 1991, mais il n'a pas été adopté, les États-Unis et le Mexique étant parvenus à un règlement amiable. La norme de procédé-produit définie dans cette affaire ne représente donc pas une interprétation juridique du droit du GATT.
10. Fauchald (1998, 242-244) fait valoir que la date de l'évaluation est tout aussi cruciale. Une taxe qui s'applique également aux produits nationaux et aux produits importés au moment de son instauration peut n'affecter les importations qu'à terme, car les producteurs locaux dont le marché principal est local ont plus de raisons d'ajuster leurs pratiques pour éviter la taxe. Si l'application protectionniste de la taxe est évaluée au moment d'une plainte, il peut fort bien apparaître que la taxe favorise les producteurs locaux, alors même que ce n'était pas le cas lorsqu'elle a été mise en place.
11. Voir OMC (1996c) et OMC (1997a). Ces questions sont examinées de façon détaillée dans Fauchald (1998).
12. Directives concernant l'incorporation physique, doc. SCM/68, paragraphe 4, analysé dans GATT (1986).
13. Lettre de Donald M. Phillips, Assistant United States Trade Representative for Industry, à Abraham Katz, président de l'United States Council for International Business, citée dans Inside US Trade, 28 janvier 1994. Un extrait de cette lettre est reproduit dans OCDE (1994).
14. Cette approche a été remise en question, car elle est jugée non compatible avec l'interprétation avancée lorsqu'on l'examine à la lumière des dispositions de la Convention de Vienne sur le droit des traités; voir Goh (2004).

15. La liste des substances importées taxables (26 USCA 4661), qui ne comptait à l'origine que 49 produits en 1987, en recensait au moins 123 au 1^{er} janvier 1995 (Davie 1995). (Le chapitre 26 est celui de l'US Internal Revenue Code; l'abréviation USC signifie « United States Code ».)
16. Voir 26 USC 4672(a).
17. Voir 26 USCA 4662 (e) (2).
18. Voir GATT (1987).
19. Les termes « se rapportant à » ont été interprétés comme signifiant « destinées principalement à » la conservation, sans être nécessaires à celle-ci (voir OMC, 1996d).

Chapitre 6

La question de la compétitivité sectorielle – études *ex post*

Les économistes ont explicité les caractéristiques que devraient revêtir, idéalement, des instruments de politique environnementale obéissant aux lois du marché – mais ces avis théoriques sont rarement confortés par la pratique. Les États ne pouvant concevoir et appliquer des mesures sans prendre en compte les réalités politiques, on observe, le plus souvent, des écarts entre la théorie et la pratique. Tout d’abord, quand les économistes mettent l’accent sur l’élaboration d’un outil « optimal » au service d’un objectif principal (l’efficacité économique), la réalité politique peut imposer la prise en compte pragmatique d’autres objectifs dont la cohérence n’est pas systématique. Deuxièmement, les autorités ne sont pas les gardiens omniscients et omnipotents du bien-être social : il leur faut composer avec des groupes de pression qui, eux aussi, représentent des intérêts en conflit. Il ressort de ces affrontements que la politique effectivement menée et la politique « optimale » coïncident rarement. Cet écart, et les processus qui le façonnent, constituent l’un des grands thèmes d’étude en économie politique.

Il ne s’agit pas ici de se livrer à une telle analyse approfondie, mais simplement de tirer quelques enseignements d’économie politique grâce à l’étude de quelques cas empiriques nationaux. Nous verrons que, par exemple, la question de la compétitivité internationale abordée au chapitre 4 émerge souvent de ces processus politiques et peut peser aussi bien sur la mise en œuvre que sur l’élaboration des écotaxes. On peut en dire autant d’un autre thème soulevé dans cet ouvrage : la distribution du revenu (qui sera toutefois abordé plus loin au chapitre 7).

Les expériences de formulation des politiques montrent – fait important – que de fortes pressions sur la « compétitivité » s’exercent effectivement dans certains cas, selon le type et l’architecture de l’écotaxe, et selon les caractéristiques des marchés et des entreprises concernés. Si l’on dit souvent qu’il est difficile de trouver des exemples d’écotaxes ayant un fort impact négatif sur la compétitivité d’un secteur donné, il faut se rappeler que cette difficulté résulte directement des dispositions qui, de manière récurrente, sont prises d’emblée pour protéger les industries (jusqu’ici par le biais, essentiellement, d’exemptions).

Cependant, les adversaires les plus virulents des écotaxes ont parfois tendance à oublier, par souci de protection de la compétitivité, que les autres instruments d’action utilisés pour réduire la pollution, comme par exemple la réglementation, ont eux aussi un impact négatif sur les coûts des entreprises et sur la position concurrentielle de certains secteurs, et du pays dans son ensemble. Améliorant l’efficacité économique des efforts fournis en vue d’un objectif donné, la création appropriée de taxes contribue mieux qu’une réglementation directe ou des « démarches volontaires », par exemple, à atténuer le plus possible d’éventuels effets négatifs sur la compétitivité du pays¹.

Par ailleurs, les opposants aux taxes oublient souvent que les écotaxes ne sont que l’un des facteurs, parmi bien d’autres, de la compétitivité globale d’une entreprise. Les recherches menées sur la performance économique montrent que les compétences et les investissements ont une forte influence sur la compétitivité sectorielle.

Nous présenterons tout d'abord dans ce chapitre un certain nombre d'études empiriques de cas nationaux :

- La taxe française sur la consommation énergétique industrielle.
- La taxe britannique sur le changement climatique.
- Le régime néerlandais de comptabilité MINAS.
- La redevance suisse sur le trafic des poids lourds liée aux prestations.
- La taxe irlandaise sur les sacs plastiques.
- La taxe norvégienne sur le kérosène.

Nous résumerons ensuite les mesures pratiques prises pour limiter les effets négatifs des écotaxes sur la compétitivité sectorielle, et terminerons notre propos par quelques enseignements d'économie politique qu'il est possible de tirer de ces études de cas.

6.1. La taxe française sur la consommation énergétique industrielle²

On trouve en France, notamment dans la tentative gouvernementale de taxer, au cours de la période 1999-2000, la consommation énergétique industrielle afin d'aider le pays à remplir ses obligations du protocole de Kyoto, un exemple récent des obstacles liés à la compétitivité que rencontrent les efforts déployés en faveur d'objectifs environnementaux. Cet exemple met en lumière non seulement la vigueur des préoccupations des industriels, mais aussi la nécessité de choisir avec soin des mesures compensatoires ne contrevenant ni à la législation nationale ni à d'autres contraintes juridiques. Comme nous le relatons ci-après, le projet de loi final présenté au Parlement français – porteur d'importantes concessions au profit des entreprises – s'est vu au bout du compte invalidé par le Conseil constitutionnel.

Pourquoi la mise en œuvre de la taxe sur la consommation énergétique industrielle avait-elle été décidée?

Au niveau national, ce projet de taxe énergétique s'inscrivait dans la réforme antérieure des écotaxes lancée en 1999. Le 20 mai 1999, après avoir consulté les différentes administrations, le gouvernement avait opté pour le principe d'une nouvelle taxe énergétique applicable à compter de 2001, présentée comme la conséquence des engagements pris par la France au titre du protocole de Kyoto.

Comment cette taxe devait-elle être mise en œuvre?

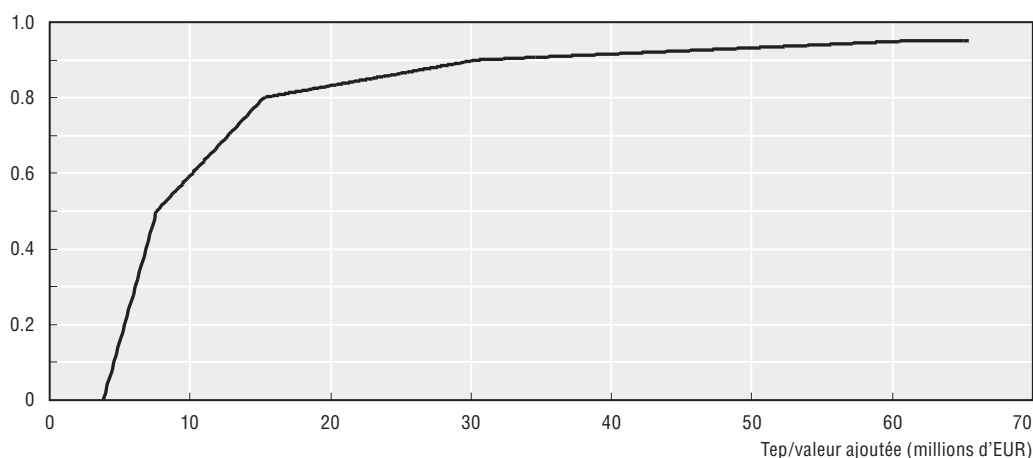
Le projet d'origine prévoyait que les entreprises seraient assujetties à une taxe sur l'énergie consommée sous forme d'intrant intermédiaire. Les sources d'énergie fossiles devaient être taxées à raison de leur contenu en carbone, au taux de 40 EUR par tonne d'équivalent carbone. Les ménages et certains secteurs (agriculture, pêche, sylviculture et transports) devaient en être exemptés, ainsi que les entreprises nouvellement créées durant leur première année d'activité.

Au cours de l'élaboration du projet, de nombreux secteurs d'activité ont fait part de préoccupations relatives à la compétitivité, centrant leurs remarques sur deux facteurs : l'intensité énergétique et l'ouverture aux marchés internationaux. Les secteurs avaient été classés en fonction de leur ouverture à la concurrence³. En raison de l'existence d'entreprises à cheval sur deux secteurs et d'entreprises ayant des activités manufacturières multiples, il était cependant malaisé de procéder à une telle classification sectorielle, et l'accent avait été

mis sur l'intensité énergétique : des études montraient pour certains secteurs – notamment la sidérurgie, les engrais, l'extraction de minerais, le ciment et l'industrie plastique – une forte consommation énergétique par unité produite (ou par valeur ajoutée unitaire) et des écarts significatifs d'un secteur à l'autre.

Afin d'alléger l'impact sur la compétitivité de cette taxe énergétique fixée à 40 EUR par tonne d'équivalent carbone, il était prévu que son assiette soit réduite d'un facteur variable selon l'intensité de la consommation d'énergie de l'entreprise, mesurée en tonnes équivalent pétrole par valeur ajoutée unitaire. Comme le montre le graphique 6.1, ce facteur de réduction de la taxe augmente avec l'intensité énergétique de l'entreprise. Il devait atteindre 95 % pour les entreprises les plus intenses, c'est-à-dire celles qui consomment au moins 61 tonnes d'équivalent pétrole par million d'EUR de valeur ajoutée⁴. Son mécanisme doit être souligné, dans la mesure où il va à l'encontre de l'intention première d'une taxe énergétique censée accroître progressivement la fiscalité par production ou valeur ajoutée unitaire au fil de la hausse de la consommation énergétique.

Graphique 6.1. **Coefficient de réduction de l'assiette applicable au projet de taxe énergétique liée aux émissions de carbone**



Source : Delache (2002).

Afin de bénéficier d'une réduction de l'assiette, les entreprises devaient négocier avec les autorités des accords volontaires sur la réduction de leurs émissions. De surcroît, en échange de tels accords, on leur octroyait d'autres abattements fiscaux si elles abaissaient leurs émissions de carbone⁵.

Principaux problèmes et principales critiques

La réforme de la taxe énergétique votée par le Parlement en novembre 2002 a été rejetée le mois suivant par le Conseil constitutionnel. Celui-ci a estimé que la taxe constituait une rupture de l'égalité devant l'impôt fixé par la Constitution. D'un côté, la réduction de l'assiette de la taxe allait à l'encontre du mécanisme fondamental d'une taxe sur l'énergie alourdissant la taxation de la production ou de la valeur ajoutée unitaire au fil de la hausse des consommations d'énergie. De l'autre, le système de réduction pouvait permettre à davantage de pollueurs d'être moins taxés qu'auparavant.

Principaux enseignements

Il ressort de ces observations que les décideurs doivent prendre des mesures garantissant l'évaluation et la prise en charge correctes des pressions subies par la compétitivité. Comme l'exemple français l'illustre également, les projets peuvent échouer, même lorsque des concessions non négligeables sont consenties, si les mesures d'atténuation vont à l'encontre de la législation nationale (voire, le cas échéant, internationale).

Il importe donc d'étudier la liste finale des possibilités d'atténuation au regard des obligations légales et, peut-être, d'autres contraintes, afin de s'assurer qu'elles ne pourront être considérées, par exemple, comme des subventions interdites.

6.2. La taxe britannique sur le changement climatique⁶

Pourquoi cette taxe sur le changement climatique a-t-elle été instituée?

La taxe sur le changement climatique (CCL, ou *Climate Change Levy*) et le mécanisme britannique d'échange des émissions de carbone sont issus du « rapport Marshall » de 1998. Dans un contexte politique délicat, ce rapport proposait deux mesures (une taxe énergétique et un système d'échange de permis d'émissions) afin d'agir sur le changement climatique à l'aide d'instruments du marché⁷. Tout d'abord, le nouveau gouvernement travailliste ne souhaitait pas introduire des mesures susceptibles d'avoir des effets trop lourds pour les classes pauvres. Deuxièmement, il était redevable vis-à-vis du monde de la mine, à l'exact opposé du gouvernement précédent qui, non sans succès, avait ouvertement tenté de brider le pouvoir des travailleurs des mines de charbon. En troisième lieu, les travaillistes devaient se départir de l'image ancienne qui leur collait à la peau – celle de responsables enclins à taxer et dépenser beaucoup – et donc privilégier les mesures aussi favorables que possible aux industriels, et éviter de donner l'impression que toute taxe nouvelle n'avait qu'un but : ramener de l'argent⁸.

Comment la taxe sur le changement climatique a-t-elle été appliquée?

Devant prendre en compte ces trois considérations gouvernementales, les concepteurs de la taxe ont cherché à ne pas taxer les ménages, à atténuer le plus possible la charge fiscale des industriels et à associer ces derniers au programme britannique de lutte contre le changement climatique. Cette taxe est tournée vers l'aval, c'est-à-dire qu'elle est payée par ceux qui utilisent l'énergie, et non par ceux qui l'extraient ou la génèrent, ne touche que les professionnels (agriculture et secteur public compris), exempte les ménages et les transports (ainsi que les énergies renouvelables depuis 2002), et est structurée de manière à stimuler les énergies renouvelables – mais pas l'énergie nucléaire (les consommateurs d'électricité nucléaire paient la taxe). Pour obtenir un abattement de 80 %, il était prévu qu'un secteur puisse négocier un accord sur le changement climatique (CCA, ou *Climate Change Agreement*), c'est-à-dire un ensemble de mesures sectorielles destinées à réduire les émissions par rapport à un certain seuil de référence⁹.

La CCL s'inscrivait en outre dans une réforme neutre du point de vue des recettes : afin de stimuler l'emploi, son produit est en majeure partie réaffecté aux industries assujetties sous la forme de réductions des cotisations de sécurité sociale des employeurs¹⁰. La mise en place de ces réductions a été l'un des principaux arguments utilisés dans le rapport Marshall pour garantir que la taxe ne mettait la compétitivité en danger. Enfin, une partie des recettes tirées de la CCL va au financement d'améliorations des technologies utilisatrices de carbone, et renforce par là l'effet de substitution consécutif aux hausses de prix résultantes.

Aux débuts de la mise en œuvre de la taxe, seules les industries à forte intensité énergétique – telle que les définit la Directive européenne PRIP (Prévention et réduction intégrées de la pollution) – pouvaient utiliser les CCA pour abaisser le taux de la CCL applicable. Toutefois, après la promesse faite par les autorités d'étendre les CCA à d'autres industries, deux nouveautés ont fait leur apparition dans le budget 2004. La première concerne la diminution de 20 à 12 % du « seuil d'intensité énergétique » (rapport entre les dépenses énergétiques et la valeur de la production) ouvrant droit aux CCA; et la seconde la mise en place d'un « test de compétitivité internationale », selon lequel tout secteur affichant une intensité énergétique comprise entre 3 et 12 % peut prétendre aux CCA si, en outre, il affiche un taux de pénétration des importations supérieur ou égal à 50 % ou un ratio exportations/production supérieur ou égal à 30 %.

Principaux résultats

Conçue dans le cadre d'une réforme neutre du point de vue des recettes, la CCL ne place pas pour autant tous les secteurs industriels dans une position fiscalement neutre. ECOTEC (1999) a estimé les effets de la première version de la CCL (celle de 1999), mais pas de la taxe finale. Son étude laisse entendre que les effets nets de la CCL et de la ristourne sur les cotisations de sécurité sociale seraient très réduits – soit légèrement positifs, soit très peu coûteux – pour la plupart des industries, à l'exception des produits alimentaires (coût net annuel de 87 millions de GBP), de la sidérurgie (80 millions de GBP), de l'extraction de pétrole (54 millions de GBP), du secteur de la pâte à papier et du papier (48 millions de GBP) et de quelques rares autres industries. Même pour ces exceptions, l'impact net de la taxe est insignifiant par rapport au chiffre d'affaires sectoriel. En outre, la plupart des industries concernées sont grosses consommatrices d'énergie et pourraient donc tirer parti de la conclusion d'un CCA.

S'agissant des CCA, ETSU (2003) a constaté que les objectifs visés avaient été atteints dans plus de la moitié des cas, même si l'étude des données semble indiquer une dérive par rapport à ces objectifs d'au moins 5 % dans environ un quart des accords. ETSU note par ailleurs que les CCA ont eu comme effet d'inciter les entreprises à rehausser le niveau de priorité des économies d'énergie, mais leurs coûts et avantages restent tout à fait nébuleux¹¹.

Agnolucci et al. (2004) fournissent une évaluation de l'effet du dispositif sur les émissions. Ils définissent l'*effet général* de la taxe comme se scindant en un *effet d'annonce* et un *effet d'application* (voir aussi Agnolucci et Ekins, 2004). L'effet d'annonce s'efforce de transcrire les réactions sectorielles à l'annonce de la mise en place de la taxe. L'effet d'application traduit les effets résiduels, c'est-à-dire tout effet non couvert par l'effet d'annonce¹². Par une analyse de la régression, Agnolucci et al. (2004) recherchent un effet d'annonce dans trois domaines très larges : l'industrie, le commerce et d'autres secteurs touchant l'utilisateur (c'est-à-dire essentiellement le commerce et les services publics), et l'économie dans son ensemble. Ils concluent à un effet d'annonce (c'est-à-dire à des réductions de la consommation énergétique entre 1999 et 2001, période qui sépare l'annonce de la taxe de sa mise en œuvre effective) pour le seul deuxième domaine, et estiment :

« [I]l s'agit là d'un résultat positif dans la mesure où une stratégie publique crédible consistant à annoncer à l'avance de nouvelles taxes peut susciter une réaction rapide des entreprises. L'étude a montré que cette évolution était (...) permanente et non transitoire ».

Mais cet effet n'est observé que pour le commerce et les secteurs touchant l'utilisateur qui, pris ensemble, ne représentent que 10 % de la demande finale d'énergie, ou 15 % de la demande finale d'énergie hors ménages. L'effet d'annonce semble nul pour la demande industrielle et la demande de l'économie dans son ensemble. Cela ne signifie pas pour autant que le dispositif de la CCL n'a pas eu d'effet général sur les prix, mais que, malheureusement, Agnolucci et al. n'ont pas relevé de conséquence de ce type.

D'un autre côté, dans son évaluation de l'élément CCA du dispositif CCL, le ministère britannique de l'Environnement qualifie de « massifs » les résultats obtenus par les CCA à l'issue de la première période visée, qui s'est achevée fin 2002¹³. L'objectif à long terme des CCA était d'obtenir une réduction des émissions de 2.2 MtC d'ici 2010. Or les chiffres 2002 révèlent une réduction de 3.7 MtC par rapport aux chiffres de référence, un résultat déjà nettement supérieur, obtenu bien avant la date butoir¹⁴. Comme il a été indiqué au chapitre 3, des résultats du même ordre ressortent d'une analyse récemment effectuée par Cambridge Econometrics (2005), qui estiment à 3.1 et 3.6 MtC la réduction des émissions totales de CO₂ enregistrée respectivement fin 2002 et fin 2003, et prévoient un résultat final de 3.7 MtC – soit 2.3 % – en 2010.

À leur mise en œuvre, les CCA ont notamment posé le problème de l'« additionnalité » de ses résultats, c'est-à-dire qu'il a fallu savoir s'ils représentaient des réductions de consommation énergétique ou d'émissions qui, sans leur existence, n'auraient pas été constatées. Initialement, on s'est efforcé de prévenir le risque de non-additionnalité des CCA en estimant la consommation énergétique « normale », c'est-à-dire antérieure à toute mesure spécifique, puis en fixant un seuil prenant en compte toutes les mesures d'économie concevables, et enfin en retenant comme objectif 60 % de l'écart entre les valeurs normales et ce seuil. L'objectif 2002 fut ensuite calculé comme une étape intermédiaire vers cet objectif de 60 %.

Principaux problèmes et principales critiques

Les détracteurs de la CCL lui reprochent essentiellement de s'éloigner d'une taxe appliquée au seul carbone. Le tableau 6.1 traduit la taxation CCL en taxe implicite sur le carbone en prenant en compte la composante carbone des combustibles. La taxe par kWh du gaz et du charbon étant identique et le gaz naturel ayant une teneur moins forte en carbone, il en résulte une taxe différentielle plutôt qu'uniforme. La taxe est donc potentiellement inefficace tant que subsiste la possibilité de changer de combustible. La teneur en carbone du gaz naturel ne représente que 54 % de celle du charbon¹⁵. Si l'on peut donc s'attendre à ce que le marché privilégie des combustibles fossiles moins carbonés, la CCL n'incite pas à utiliser le gaz plutôt que le charbon. Tel qu'il avait été formulé à l'origine, le prix de l'électricité, étant forfaitaire quel que soit son mode de génération, ne comportait

Tableau 6.1. Traduction des taux de la taxe sur le changement climatique en cas de taxe sur le seul carbone

	Taux d'origine	Taux de novembre 1999
Charbon	23 GBP par tonne de carbone	16 GBP par tonne de carbone
Gaz naturel	42 GBP par tonne de carbone	30 GBP par tonne de carbone
Pétrole	31 GBP par tonne de carbone	22 GBP par tonne de carbone
Électricité ¹	43 GBP par tonne de carbone	31 GBP par tonne de carbone

1. Sur la base de la combinaison de combustibles en vigueur pour la génération d'électricité.

Source : ECOTEC (1999).

strictement aucune incitation à passer à des combustibles plus propres et à utiliser l'énergie de manière plus efficiente (puisque la taxe est facturée par unité électrique). Ce défaut a été quelque peu corrigé en novembre 1999 avec l'introduction d'exemptions pour les énergies renouvelables et la cogénération.

La simplicité administrative est l'un des arguments qui militent en défaveur de la prise en compte de la teneur en carbone dans la CCL. La taxe étant perçue « en aval », il n'est pas possible, avance-t-on, d'identifier les sources de combustibles « appartenant » à une unité donnée d'électricité. Cet argument est pour l'essentiel valable, mais ne tient qu'à la façon dont la taxe a été conçue. Sur le plan du principe, il n'y aurait pas eu de difficulté à asseoir une taxe sur le seul carbone. À l'époque, la CCL avait aussi été présentée comme gage d'une « mise en concurrence équitable des combustibles » [voir HM Customs and Excise (1999), paragraphe 5.3], mais cette acception de l'équité semble bien étroite : si un combustible pollue plus qu'un autre, l'efficacité économique commanderait de le taxer davantage. On peut donc souligner encore une fois que la justification avancée marque surtout les préoccupations alors en vigueur quant à l'impact de la taxe sur le secteur du charbon.

Autre point important : l'exclusion des transports et des ménages du champ de la taxe. L'exemption du secteur des transports peut s'expliquer par l'application à ce secteur, à l'époque, d'autres instruments faisant appel aux lois du marché. Quoique chancelant, le dispositif FDE (*fuel duty escalator*) prévoyant une hausse annuelle progressive de 3 % des taxes sur les carburants était encore en vigueur¹⁶. D'autres taxes différentielles sur les carburants étaient sur le point de s'appliquer, ainsi que la réforme sur la fiscalité des flottes d'entreprise, des modifications de l'impôt indirect sur les véhicules, etc. Mais la forte opposition à la FDE à laquelle on venait d'assister faisait craindre des réactions politiques de grande ampleur en cas de mise en place d'une nouvelle taxe sur les transports. Exclure ce secteur du champ de la taxation était donc d'abord une décision de nature politique, sachant que la mise en place d'écotaxes sur le transport routier avait un sens du point de vue des dommages marginaux dus au carbone. Comme nous l'avons vu plus haut, l'exemption des ménages répondait aussi à des motivations politiques, auxquelles s'ajoutait l'objectif de l'État, énoncé dans une déclaration du Trésor de 1997, que l'écofiscalité « soit bien conçue, remplisse les buts fixés sans effets secondaires gênants, réduise le plus possible les coûts de mise en conformité, ait des effets redistributifs acceptables et prenne en compte les répercussions sur la compétitivité internationale » (voir HM Treasury, 1997). L'exclusion des ménages du champ de la CCL pouvait donc se justifier par les probables effets régressifs d'une taxe sur l'énergie¹⁷.

L'énergie nucléaire joue un rôle important dans la CCL, dont elle n'est pas exemptée malgré son statut de source énergétique à émissions de carbone nulles¹⁸. C'est qu'en dépit de son nom, la CCL est une taxe sur l'énergie, et non sur les émissions de carbone. Si elle avait été une taxe sur les émissions de carbone, la position concurrentielle de l'énergie nucléaire, sérieusement mise à mal au Royaume-Uni en raison de la baisse des cours des marchés libéralisés de l'énergie, aurait été renforcée. Mais si le nucléaire avait été sorti du champ de la CCL, celle-ci aurait été sérieusement compromise par la très forte baisse des recettes, et le charbon aurait été davantage sollicité encore. Les recettes tirées de la CCL étant réinjectées (elles servent à réduire les cotisations sociales des employeurs) et consignées (pour financer des améliorations des technologies émettant du carbone), l'impact sur ces recettes de l'inclusion du nucléaire dans le champ de la taxe pourrait sembler nul. Mais une telle inclusion n'en a pas moins accru les recettes, et augmenté ainsi les sommes disponibles pour obtenir la coopération des industriels. Un autre argument a

été avancé par certains en faveur de cette inclusion : l'exemption de l'énergie nucléaire aurait créé un avantage concurrentiel en faveur des importations d'électricité française via l'Interconnector. Pour résumer, l'assujettissement de l'énergie nucléaire à la CCL aurait sans conteste porté préjudice à ce secteur, mais son exemption n'aurait profité qu'à la France. Aujourd'hui encore, British Energy continue d'exercer des pressions sur les autorités en arguant du fait qu'une exemption de la CCL lui permettrait d'économiser chaque année entre 80 et 100 millions de GBP¹⁹.

L'« effet recettes » escompté du fait de l'usage d'une partie du produit de la taxe pour inciter les industriels à passer, à plus long terme, à des technologies à faibles émissions de carbone a lui aussi été remis en question. Les sommes très modestes (environ 4 % des recettes annuelles de la CCL, soit 24 millions de GBP en 2001/2 et 36 millions de GBP en 2002/3) dépensées par Carbon Trust²⁰ donnent à penser que l'emploi de ces recettes pour matérialiser des effets durables de substitution a de bonnes chances d'être inefficace. Toutefois, le volet Carbon Trust ne peut être envisagé indépendamment du tableau général, puisque les CCA eux-mêmes ont aussi pour effet de réorienter les économies d'énergie et, partant, de mettre en exergue les technologies limitant les émissions de carbone.

Néanmoins, le vrai problème de la politique britannique menée en matière de changement climatique est son incompatibilité avec le dispositif d'échange de droits d'émission de l'Union européenne. Tout industriel respectant son CCA peut, en principe, créditer les droits d'émission qu'il en tire au sein du système britannique d'échange de droits d'émission, qui viennent ainsi s'ajouter à ceux dont il dispose en vertu de ce dispositif et aux certificats d'énergie renouvelable acquis du fait d'une contrainte distincte portant sur les générateurs. Les liens entre le dispositif britannique CCL/CCA, le système britannique d'échange de droits d'émission et son pendant communautaire sont extraordinairement complexes et sortent du champ de la présente publication; on en trouvera une étude d'excellent niveau dans Sorrell (2002).

Principaux enseignements

Il ressort de cette étude de cas que les écotaxes divergent de manière substantielle, dans la pratique, des taxes imaginables en théorie.

S'agissant des questions de compétitivité, l'étude de cas corrobore l'idée que la mise en œuvre de taxes de ce type passe en règle générale par des dispositions de protection de l'industrie (au moyen, principalement, d'exemptions). Elle donne aussi à penser, comme nous l'avons vu dans la section précédente sur les études de cas théoriques, que l'évaluation de l'efficacité des écotaxes et de leur impact sur la compétitivité dépend en grande partie de la base de comparaison utilisée.

Enfin, on peut tirer un autre enseignement important de cette étude : les responsables de l'action publique doivent veiller à la compatibilité des écotaxes avec le cadre juridique international applicable à l'environnement, sous peine d'entamer leur crédibilité et, peut-être, d'inciter les observateurs à les ranger dans la catégorie des dispositions simplement destinées à générer des recettes publiques.

6.3. Le régime néerlandais de comptabilité MINAS²¹

Pourquoi le régime MINAS a-t-il été mis en œuvre?

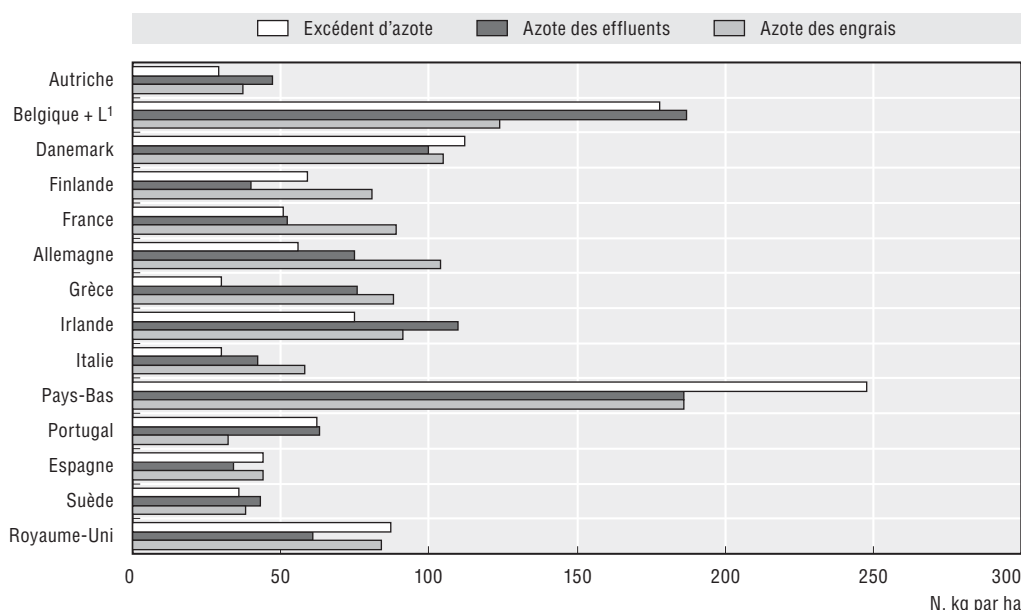
Le régime MINAS de comptabilité de l'azote (N) et du phosphore (P) est l'instrument central de la troisième phase de la politique de gestion des effluents d'élevage des Pays-Bas²²,

et marque un changement important de cette politique : d'inefficaces réglementations contraignantes et politiques axées sur des mesures (mises en œuvre au cours des années 80 et durant la première moitié des années 90) ont été délaissées au profit de politiques visant des objectifs précis et assorties d'incitations économiques.

Mis en œuvre aux Pays-Bas à compter de 1998, MINAS est un système de comptabilisation des nutriments en sortie d'exploitation agricole régulant l'azote (N) et le phosphore (P)²³. La principale justification avancée alors pour ce système était la nécessité de réguler l'azote et le phosphore issus à la fois des engrais et des effluents d'élevage (comme le montre le graphique 6.2, il existe une forte corrélation entre la densité du cheptel, l'apport d'azote des engrais et l'excédent d'azote à l'hectare; les pays où la densité du cheptel est la plus élevée sont aussi ceux qui affichent le niveau d'intrants azotés le plus élevé dans les engrais et le bilan d'excédent d'azote en surface le plus défavorable). Il fallait en outre mettre en place un outil susceptible d'inciter les éleveurs à bien gérer leurs nutriments. MINAS était considéré à la fois comme un outil de ce type et comme un instrument de réglementation permettant à l'État de réguler les rejets agricoles d'azote et de phosphore dans l'environnement, c'est-à-dire dans la nappe phréatique, les eaux superficielles et l'atmosphère. Ce système était aussi considéré comme un outil flexible capable de prendre en compte les gros écarts de performance environnementale des exploitations.

Graphique 6.2. Total des intrants nets d'azote sur les terres agricoles et excédents moyens d'azote

Comprend les intrants imputables aux engrais et aux effluents d'élevage, 1997



1. Les intrants d'azote sont corrigés des émissions d'ammoniac. Belgique + L représente l'ensemble Belgique et Luxembourg.

Source : OCDE (2001b), CEC (2002c) et Eurostat (2002).

Comment le régime MINAS a-t-il été mis en œuvre?

Le régime MINAS supposait d'enregistrer au niveau de chaque élevage tous les intrants et toutes les sorties d'azote et de phosphore, en remplissant un dossier de renseignements en sortie d'élevage. Les entrées d'azote et de phosphore par le biais des engrais, de

l'alimentation animale, des effluents d'élevage, du compost et d'autres sources, ainsi que les sorties d'azote et de phosphore (au départ de l'exploitation) au titre du produit des récoltes (effluents d'élevage compris), doivent être enregistrées avec précision dans des documents de vente et d'achat officiels fournis par des entreprises agréées.

La différence entre les entrées et les sorties totales d'azote et de phosphore ne peut excéder un certain seuil « acceptable » (exempté de taxes). Lorsque les entrées d'azote ou de phosphore dépassent le total des sorties et des excédents exemptés, l'exploitant doit acquitter un prélèvement proportionnel à ce surplus. La taxe a incité à la fois à modérer la quantité entrante d'azote et de phosphore dans les engrais, l'alimentation animale et les effluents d'élevage, et à en accroître la quantité sortante dans les récoltes et les effluents d'élevage. Les excédents exemptés de taxe ont variés selon la composition et l'utilisation des sols; ils ont baissé par paliers entre 1998 et 2003. Résultat d'un débat parlementaire, ils ont été le fruit d'un compromis entre des intérêts et objectifs agronomiques et des préoccupations environnementales.

En principe, les exploitants ont eu le choix entre abaisser leur excédent au niveau de l'exemption de taxe pour, dès lors, ne plus acquitter le prélèvement, et régler ce dernier à raison de leur dépassement du seuil de non-taxation. Dans la pratique, la taxe se voulait toutefois prohibitive, de sorte qu'il était plus intéressant financièrement de prendre des mesures que de la payer.

En 1998, ce prélèvement s'élevait pour l'azote à 0.68 EUR par kg et par hectare, et pour le phosphore à 2.6-10.4 EUR par kg et par hectare. En 2002, il a été augmenté respectivement à 2.53-5.07 EUR et 20.60 EUR, soit environ 5 à 10 fois le prix des fertilisants azotés et 50 fois celui des fertilisants phosphorés. Cette augmentation de 2002 visait à le rendre prohibitif, en réponse aux interrogations de la Commission européenne sur l'efficacité de la taxe initiale.

MINAS avait pour objet d'améliorer l'efficacité de l'utilisation des nutriments dans toutes les exploitations et, simultanément, de réduire de manière draconienne les rejets de nutriments. Cette architecture traduit la démarche « écomoderniste » selon laquelle la surconsommation de ressources peut être combattue avec succès par des hausses massives de l'efficacité de leur utilisation. Grâce à la perception d'un prélèvement sur les excédents non exemptés, MINAS a été vu comme un mécanisme incitant les agriculteurs à se comporter de manière plus neutre pour l'environnement. Il partait de l'hypothèse que le comportement des exploitants agricoles est économiquement rationnel et que l'incitation économique fournie par le prélèvement déboucherait sur la mise en œuvre et l'accélération au niveau de l'exploitation de mutations technologiques susceptibles d'augmenter l'efficacité de l'utilisation des nutriments.

Principaux résultats du régime MINAS

Le système de comptabilité des nutriments MINAS s'est avéré efficace pour diminuer les rejets totaux de nutriments des élevages laitiers. Il pourrait aussi l'être chez les cultivateurs, mais cela reste à prouver. Il s'est en revanche révélé inefficace et inefficent pour les exploitations porcines et avicoles.

On a pu estimer (RIVM, 2002 et 2004) que 80 % des baisses des excédents d'azote et de phosphore enregistrées durant la période 1998-2003 étaient imputables à la politique de gestion des effluents d'élevage, et 20 % à d'autres politiques et à des mesures autonomes, ce qui faisait de MINAS, en pratique, un instrument fort efficace pour réduire les excédents azotés et phosphorés des nutriments dans les exploitations laitières²⁴.

Toutefois, MINAS était considéré comme inadapté à la production porcine et avicole (RIVM, 2002; 2004). Il était fondamentalement inadéquat pour les systèmes d'élevage intensifs qui ont peu de terres et importent presque toute l'alimentation animale, car il a exprimé les excédents en unités de bétail par superficie, et n'a pas pris en compte les variations des stocks d'éléments nutritifs au niveau du cheptel, de son alimentation et de ses effluents. De nombreux efforts concrets ont été déployés pour améliorer la précision des échantillonnages et des analyses, mais les imprécisions résiduelles étaient trop importantes pour être tolérables par le système.

Par ailleurs, si le régime MINAS n'a pas démontré son efficacité pour les exploitations agricoles et horticoles, c'est simplement que les engrais phosphorés ont été exclus de la comptabilité effectuée pour ce secteur, que les valeurs d'azote et de phosphore fixées par défaut pour les cultures récoltées étaient trop élevées, et que les excédents d'azote et de phosphore, dans la plupart des exploitations, sont déjà inférieurs au seuil d'exemption des excédents. En théorie, MINAS pourrait aussi être un instrument efficace et efficient pour les exploitations agricoles si les valeurs d'azote et de phosphore fixées par défaut pour les cultures récoltées étaient spécifiées en fonction de l'assolement pratiqué, si les engrais phosphorés étaient intégrés à la comptabilisation et si les excédents exemptés de prélèvement étaient ajustés à des niveaux favorables à l'environnement.

Le coût économique de mise en œuvre et de gestion du régime MINAS et d'autres instruments a en outre connu, ces dernières années, de fortes hausses. La cherté de la gestion était en partie imputable aux fraudes, à l'exploitation des carences de la réglementation, aux procédures judiciaires et aux nombreuses modifications apportées à MINAS et à d'autres instruments d'action. La multiplicité de ces changements n'a pas laissé assez de temps pour appliquer et peaufiner le système de manière satisfaisante. En tant que tel, MINAS n'a pas bénéficié de tout le crédit que sa qualité d'instrument destiné à réduire les rejets d'éléments nutritifs imputables, en particulier, aux exploitations laitières devrait, selon le principe pollueur-payeur, lui valait.

Si la politique de gestion des effluents d'élevage a de solides répercussions sur l'agriculture néerlandaise, ce serait faire preuve de naïveté que de lui imputer toutes les évolutions agricoles, et d'imputer tous ses effets au régime MINAS. L'agriculture néerlandaise est fortement influencée par les changements intervenant sur les marchés (d'exportation) des produits agricoles en général, et par (les réformes de) la PAC communautaire en particulier, ce qui complique l'évaluation des incidences de la politique de gestion des effluents d'élevage en général, et du régime MINAS en particulier.

Principaux problèmes et principales critiques

L'hypothèse de départ du régime MINAS – l'existence d'une relation entre le montant des excédents exemptés et l'ampleur des pertes d'azote et de phosphore dans l'environnement – a souvent été l'objet de critiques (voir par exemple Schröder *et al.*, 2003). Sur la durée, dans une situation stable, les excédents d'azote et de phosphore au sens de MINAS donnent, de fait, une indication adéquate des rejets d'azote et de phosphore dans l'environnement. À court terme, malgré l'observation de différences entre l'azote et le phosphore, il n'en va pas de même. Les exploitants déplorent fréquemment que leurs efforts de réduction des excédents d'azote et de phosphore aient un impact direct si modeste sur la qualité de l'environnement. La faiblesse de la relation directe entre les excédents et les rejets agricoles d'azote et de phosphore a suscité aussi le scepticisme

quant à l'efficacité environnementale du régime MINAS et, dans le même temps, quant au principal argument politique en faveur d'une baisse du seuil d'exemption des excédents en deçà du niveau initialement prévu.

Depuis sa mise en pratique intervenue en 1998, MINAS a connu de très nombreuses modifications (une quarantaine), qui ne l'ont pas toutes rendu plus efficace et transparent; d'une certaine façon, elles ont aussi quelque peu troublé les exploitants²⁵. Suscitées par l'expérience retirée du terrain au fil du temps, par les plaintes d'exploitants et par l'action de groupes de pression, ces modifications ont par exemple conduit à moduler le seuil d'exemption et les prélèvements, mais aussi les valeurs par défaut et différents facteurs de correction (voir par exemple RIVM, 2004; Schröder *et al.*, 2003).

Le régime MINAS était un instrument intégré et flexible, applicable en principe à toutes les exploitations; mais les différences existant d'un secteur à l'autre sont si grandes et la complexité du problème des effluents d'élevage si importante qu'aucun dispositif ne peut à lui seul tout résoudre d'un coup. D'autres mesures ont été appliquées pour étayer la politique de gestion des effluents d'élevage, mais elles n'ont pas toutes été efficaces et utiles. En outre, les nombreux ajouts et changements apportés à cette politique ont souvent troublé et rebuté les exploitants (ainsi que les responsables des politiques) et, partant, brouillé son efficacité.

Dans un arrêt de 2003, la Cour européenne de justice a estimé que le régime MINAS contrevenait à la législation communautaire en raison de son caractère non contraignant²⁶. Ce jugement, associé à une charge administrative croissante, à la recrudescence des fraudes et à l'absence d'effets positifs sur l'environnement dans les secteurs porcin et avicole (où les excédents d'effluents d'élevage sont les plus importants) ont rapidement sapé le régime MINAS. Celui-ci sera donc remplacé avant la fin de l'année 2005, conformément à la directive Nitrates, par un système (complexe) de seuils applicables aux effluents d'élevage et aux engrais. Un tel système nouveau sera-t-il aussi efficace et efficient pour les exploitations laitières, agricoles, porcines et avicoles? Cela reste à démontrer.

Principaux enseignements

On peut tirer de cette étude de cas l'enseignement suivant : surtout sur la durée, l'architecture de l'instrument économique appliqué à l'environnement est importante pour son efficacité et son pouvoir incitatif au niveau des comportements. Théoriquement, le bilan nutritif au niveau même de l'exploitation est le meilleur moyen de faire baisser les pertes totales de nutriments d'origine agricole. Il vise l'équité, puisqu'il traite directement les excédents de nutriments (principe du pollueur-payeur). Il offre une efficacité environnementale grâce à l'amélioration de l'utilisation des ressources et, partant, à la diminution des pertes nutritives totales; il n'existe pas de substituts aux nutriments permettant de contourner la taxe. Il apporte par ailleurs une efficacité économique puisqu'il ne dépend que de l'exploitant de déterminer les mesures rentables, concrètes et commodas qu'il peut prendre pour abaisser ses excédents de nutriments au seuil d'exemption de la taxe. Mais il ne donne aux exploitants aucun motif économique de poursuivre la mise en place de changements et d'innovations destinés à prolonger la baisse de leurs excédents une fois ce seuil atteint.

Autre enseignement : il est important, pour que la politique environnementale soit acceptée et efficace, d'informer et de sensibiliser les exploitants – avant, pendant et après sa mise en œuvre – quant au problème d'environnement posé et aux solutions possibles. Les résultats d'études exploratoires (RIVM, 2002; 2004) indiquent que les exploitants ont

besoin de temps pour adopter de nouvelles techniques et de nouveaux modes de gestion et ajuster leurs pratiques agricoles une fois le dispositif appliqué. Ils doivent être informés et convaincus de la nécessité de l'évolution, sous peine de rester réticents au changement et ignorants de pratiques meilleures nouvelles. Les conseils directs et les exploitations modèles et pilotes sont essentiels à cet égard. D'un autre côté, les autorités et les institutions gouvernementales ont également besoin de temps pour s'approprier l'instrument et l'ajuster à la réalité et à la complexité du monde réel (renforcement des institutions)²⁷. Évidemment, il faut trouver le juste équilibre entre l'abaissement par paliers des excédents exemptés et l'aptitude des exploitants à ajuster leurs pratiques de manière à réduire les excédents d'éléments nutritifs jusqu'au seuil d'exemption.

Si l'usage de bilans nutritifs pour la recherche agricole remonte à plus de cent ans, le recours à de tels bilans assortis de taxes sur les excédents afin de transformer l'agriculture sur le plan écologique est sans précédent. Le régime MINAS a donné aux exploitants la responsabilité et la liberté de choisir la meilleure façon d'atteindre les objectifs de la politique de gestion des effluents d'élevage et de résoudre les problèmes d'éléments nutritifs de leur exploitation. Toutefois, au départ, la nature et la complexité du problème des effluents ont été mal comprises, et la gravité du problème n'était certes pas perçue de manière consensuelle – pas plus que la nature des outils susceptibles de résoudre la question. En outre, les relations entre « le type d'instrument, le comportement des exploitants et les effets agronomiques et environnementaux » étaient encore mal comprises, et le restent. Les exploitants ont réagi de manière plus variée et complexe qu'escompté à la mise en œuvre de la politique et des mesures de gestion des effluents d'élevage. Rétrospectivement, la politique néerlandaise de gestion des effluents d'élevage a connu bien des tâtonnements.

6.4. La redevance suisse sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP)

Pourquoi la redevance suisse sur le trafic des poids lourds a-t-elle été mise en œuvre?

L'histoire de la redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (c'est-à-dire à la distance parcourue) remonte aux années 70 et a abouti à une mise en œuvre en 2001. Elle a été jalonnée de revers et de votations populaires.

L'idée sous-jacente était de faire payer au transport routier lourd la totalité des coûts qu'il génère, et aussi d'augmenter la part du ferroulage. L'introduction en 1985 d'une taxe forfaitaire pour les poids lourds – solution intermédiaire remplacée plus tard par une redevance liée à la distance – a constitué une première étape vers une taxe sur le transport routier. L'année 1994 a permis de faire un pas important vers la RPLP, lorsque le peuple suisse a très majoritairement accepté la base constitutionnelle d'une redevance liée à la distance parcourue. Deux années plus tard, pourtant, la matérialisation du projet semblait tout à fait compromise : la consultation relative à un projet de loi nécessaire à la mise en œuvre d'une redevance liée à la distance s'était soldée par un résultat négatif, et des manœuvres tactiques défavorables au changement envisagé avaient stoppé les travaux techniques indispensables. Mise à profit par les promoteurs de la redevance, une évolution du contexte politique a permis de changer le cours des choses : le 27 septembre 1998, le projet de loi, revu pour tenir compte des critiques de la consultation précédente, a été accepté par 57 % des votants. La redevance est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 2001.

Comment la redevance suisse sur le trafic des poids lourds a-t-elle été mise en œuvre?

Pour des raisons de compétitivité, la redevance devait être perçue sur tous les poids lourds – aussi bien étrangers que suisses – utilisant le réseau routier suisse. Pour faire accepter la redevance, il fallait donc notamment élaborer un accord bilatéral avec l'UE, qui est le premier utilisateur de ce réseau. L'une des conditions posées par l'UE pour signer cet accord était le passage de 28 à 40 tonnes de la limite de poids des véhicules autorisés. Craignant d'être envahie par une déferlante de 40 tonnes, la Suisse avait jusqu'alors refusé de relever ce seuil. Mais le passage d'une taxe forfaitaire faible à une redevance beaucoup plus élevée et liée à la distance était considéré comme un bon moyen d'accéder à la demande de relèvement du seuil et de satisfaire en même temps les exigences de la Suisse et celles de l'UE.

La redevance fut introduite en 2001, en même temps que la limite de poids autorisé passait de 28 à 34 tonnes. Le montant de la taxe était modulé en fonction des émissions polluantes, les véhicules étant classés en trois catégories auxquelles s'appliquaient les tarifs suivants pour la période 2001-04 :

- Catégorie tarifaire 1 (correspond à la classe d'émissions Euro 0) : 1.15 ct/tkm.
- Catégorie tarifaire 2 (correspond à la classe d'émissions Euro 1) : 1.0 ct/tkm.
- Catégorie tarifaire 3 (correspond à la classe d'émissions Euro 2 et au-delà) : 0.85 ct/tkm.

Ces tarifs faisant référence à des tonnes-kilomètres, la redevance peut se calculer en multipliant le taux par la distance parcourue en Suisse et le poids total autorisé en charge du véhicule et de sa remorque.

Il a été convenu avec l'UE de mettre la nouvelle redevance en place étape par étape et parallèlement au relèvement de la limite de poids. Depuis, la redevance et cette limite ont ainsi été progressivement relevées; la limite de poids a atteint 40 tonnes en 2005.

Principaux résultats de la redevance sur le trafic des poids lourds

La mise en place de la redevance a eu un impact sur le trafic routier et contribué à stopper la tendance à la hausse du trafic routier lourd. Le trafic de transit a lui aussi reculé et le nombre de poids lourds traversant les Alpes suisses a baissé de 8 % environ depuis 2000, c'est-à-dire depuis l'introduction de la redevance. Les coûts externes ont diminué du fait de la réduction du nombre de véhicule-kilomètres et de la rénovation des flottes. Les calculs de l'Office fédéral de l'environnement montrent qu'en 2007, les émissions de substances polluantes imputables aux poids lourds (CO₂, NO₂ et PM₁₀) seront inférieures de 6 à 8 % à ce qu'elles auraient été en cas de maintien de l'ancien dispositif.

Favoriser le transport de marchandises par le rail plutôt que par la route était l'une des motivations de la redevance. Pour l'instant, cette évolution ne s'est pas matérialisée. L'avantage concurrentiel acquis par le rail grâce à la mise en place de la redevance a été plus ou moins rééquilibré par le gain de productivité qu'a tiré le secteur routier du relèvement du seuil de tonnage.

Principaux problèmes et principales critiques

L'opposition au projet s'est exprimée de manière fort disparate, s'inscrivant en fait essentiellement dans le contexte politique des votations. Durant le long processus de mise en place du dispositif, elle a notamment avancé les arguments suivants :

- La redevance ne doit pas être fonction de la distance, mais de la consommation de carburant et, aussi, des émissions.

- Trop élevée, la redevance impose des frais trop importants.
- Elle n'engendre pas de transfert de la route vers le rail, et ne catalyse pas l'intégration de la Suisse à l'UE.
- Les calculs ne sont pas assez étayés.
- Les cantons exigent une part plus grande des montants perçus.
- Le système de collecte de la redevance (un appareil embarqué) n'étant pas encore disponible sur le marché, les autorités suisses sont dans l'incapacité d'en imposer l'installation sur les véhicules étrangers.

Les autorités ont en grande partie répondu à ces critiques, en effectuant par exemple leur propre estimation chiffrée des surcoûts et en aboutissant à un résultat très inférieur à celui de leurs détracteurs. Elles ont aussi trouvé des solutions pratiques pour calculer la redevance applicable aux véhicules étrangers.

Principaux enseignements

À partir du cas de la Suisse, l'OCDE (2005a)²⁸ met en exergue les points suivants, dont la portée peut être considérée comme générale :

- Il est important que le projet s'inscrive dans une politique reconnue comme telle par la population. Cette politique de recherche d'un transfert du transport des marchandises de la route au rail a été validée par le peuple suisse dans plusieurs votations.
- L'adhésion à un projet peut être améliorée si son produit financier est redistribué au secteur des transports. Cette redistribution doit bien entendu être en phase avec la politique mise au point.
- Les autorités responsables doivent proposer une solution technique simple, fiable et adaptée à la résolution des problèmes induits par les choix politiques.
- Le calcul de la redevance est fonction des coûts externes du transport routier par poids lourds. Si l'on en croit les sondages, cette méthode est bien acceptée par la population suisse.

Le phasage de l'introduction de la taxe à partir de 2001 et le relèvement progressif du taux de la redevance et du seuil de tonnage sont des éléments qui ont pu contribuer au succès du dispositif. L'introduction progressive d'une taxe peut amortir l'impact financier immédiat et donner aux entreprises un délai leur permettant d'amener leur exploitation à des seuils d'exemption fiscale.

Le cas suisse démontre également très bien l'importance du choix du moment auquel le contexte politique permet de propulser un projet sensible, c'est-à-dire lorsque les circonstances lui sont favorables. Mais il montre aussi qu'il est essentiel d'avoir déjà fait le travail de base nécessaire lorsque l'opportunité se dessine. L'expérience positive de la redevance suisse sur le trafic des poids lourds indique que la perception de taxes routières est un moyen qui permet de gérer la demande de transport.

L'exemple suisse montre également comment surmonter les défis disparates qu'engendre la perception d'une redevance sur des véhicules tant nationaux qu'étrangers. Il était crucial de pouvoir établir un dispositif applicable aux deux catégories de véhicules, de façon à éviter toute distorsion de concurrence pour les routiers suisses. Il fallait pour cela à la fois relever un défi technique – faciliter la coexistence de deux systèmes différents permettant de calculer la distance parcourue – et parvenir à un accord avec l'UE quant à la redevance (y compris sur le seuil de tonnage). Le défi technique découlait de l'incapacité de

la Suisse à rendre obligatoire l'installation d'un appareil de mesure de la distance parcourue à bord des poids lourds étrangers, ce qui imposait de trouver un autre dispositif permettant d'établir le montant de la redevance. L'accord bilatéral signé avec l'UE montre qu'il est parfois utile, voire nécessaire, de conclure des accords à caractère transfrontalier pour parvenir à appliquer des mesures chargées de traiter les problèmes environnementaux en faisant appel aux lois du marché. La nécessité d'une coopération internationale est toutefois plus patente lorsque les taxes concernent des produits ou des facteurs de production essentiels concernant des produits échangés d'abord sur le marché international.

6.5. La taxe irlandaise sur les sacs plastiques

Pourquoi la taxe sur les sacs plastiques t-elle été mise en œuvre?

En Irlande, les déchets sauvages sont un problème environnemental sérieux, et les sacs plastiques en représentaient quelque 5 % (en termes de poids, selon le Litter Monitoring Body (2004)). La contribution des sacs plastiques au désastre visuel est renforcée par leur longévité, la force des vents que connaît le pays, et un paysage dominé par les haies – qui, selon Convery et al. (2005), les accrochent – et leur forte visibilité. De par leur nature essentiellement inerte, les polymères (et donc notamment les sacs plastiques utilisés pour faire les courses) ne se biodégradent pas dans les décharges; si cette longévité peut être considérée comme un aspect intrinsèquement négatif, elle leur évite de contribuer significativement aux sources plus sérieuses de pollution environnementale imputables aux mises en décharge (abordées plus avant à la section 2.3.4).

En janvier 1999, les autorités irlandaises ont publié une étude sur l'effet des sacs plastiques fournis gratuitement par les commerçants sur l'environnement.

En Irlande, le commerce de détail utilisait les sacs plastiques depuis au moins un quart de siècle. Deux problèmes en découlaient :

- Celui des déchets sauvages.
- Une sensibilisation croissante de l'opinion à l'environnement.

La consommation annuelle irlandaise de sacs plastiques était estimée à 1.26 milliard d'unités, soit un sac par habitant et par jour.

Comment la taxe sur les sacs plastiques a-t-elle été mise en œuvre?

Une étude fut menée, et plusieurs actions visant à prendre en compte les problèmes environnementaux créés par les sacs plastiques furent envisagées. Après l'évaluation de différents instruments, les autorités estimèrent qu'une taxe serait la plus efficace pour obtenir une diminution de la consommation de sacs plastiques dans le commerce de détail, et donc pour atténuer les problèmes environnementaux connexes. L'étude mettait en avant un prélèvement au niveau de l'offre, consistant à facturer 0.05 EUR par sac plastique utilisé pour faire ses courses en tout point du territoire irlandais.

En mars 1999, le ministre de l'Environnement et des Administrations locales publia à l'intention des autorités un mémorandum sur les sacs plastiques et leurs effets sur l'environnement. Il y sollicitait l'accord des instances nationales pour publier l'étude à des fins de consultation publique et pour évaluer un dispositif de taxation. Les autorités prirent alors note de la teneur de l'étude et de l'intention du ministre de publier l'étude, et donnèrent leur accord pour que soit évalué un dispositif de taxation dans le but de concevoir au niveau de l'offre de sacs plastiques une mesure capable d'en réduire la consommation et le rejet sauvage dans l'environnement.

En juin 2000, les autorités donnèrent leur accord pour la mise en place d'une taxe au niveau de l'offre, à raison de 0.15 EUR par sac fabriqué en Irlande ou importé sur le marché irlandais, et pour que le fisc irlandais (*Revenue Commissioners*) la perçoive. Elles convinrent aussi que les recettes engendrées seraient consignées dans un fonds centralisé dont l'usage serait déterminé par le ministre de l'Environnement et des Administrations locales. Un processus de consultation approfondi s'ensuivit.

La mise en place d'une taxe au niveau de l'offre était considérée comme le mode de collecte le plus simple et le plus efficient. Les chiffres seraient peu nombreux et donc plus faciles à gérer. Cependant, après avoir pris en compte les points de vue des différentes parties concernées, les autorités révisèrent leur position et optèrent pour une taxe sur le lieu d'achat, le commerçant de détail étant chargé de facturer la taxe au consommateur et de la reverser au fisc.

Sur le plan opérationnel et législatif, voici les détails du fonctionnement de cette taxe :

- La taxe concerne tous les consommateurs qui achètent des biens ou produits placés dans des sacs, ou des sacs plastiques, dans une boutique, un supermarché, une station-service ou tout autre point de vente.
- Le montant de la taxe est de 0.15 EUR par sac. Il n'est pas fixé en fonction d'une estimation de la valeur des effets négatifs des sacs sur l'environnement, mais à un niveau que l'on estime suffisamment élevé pour susciter un changement radical de comportement.
- Les sacs utilisés pour protéger certains aliments sont exemptés, ainsi que les sacs réutilisables dont le prix est d'au moins 0.70 EUR.
- Les commerçants sont tenus de répercuter la taxe au consommateur et de la faire apparaître sur les tickets de caisse ou factures émis²⁹.
- Autorité de collecte de la taxe, le fisc est en droit de l'estimer et de la collecter en l'absence de versements des commerçants ou en cas de versements insuffisants par rapport à la réalité.

Le fisc a utilisé ses systèmes d'information pour aider le ministère de l'Environnement et des Administrations locales à mettre la taxe en œuvre. En fonction des codes sectoriels NACE enregistrés sur les déclarations de TVA, il a identifié toutes les personnes susceptibles de fournir des sacs plastiques. Des brochures d'information sur la taxe ont été envoyées à tous les commerçants payant la TVA. Une grande campagne de publicité et une campagne d'information de la population ont été organisées dans plusieurs médias. La taxe a pris effet le 4 mars 2002.

Principaux résultats de la taxe sur les sacs plastiques

La taxe irlandaise sur les sacs plastiques a reçu un très bon accueil de la population, et n'a suscité que peu d'opposants et de contrevenants. Elle a eu une incidence colossale sur la consommation de sacs plastiques et le problème de la pollution visuelle. Cette initiative a bénéficié d'un large soutien des citoyens et frappé l'imagination dans de nombreux autres pays. Au-delà même de l'objectif premier – faire reculer la consommation de sacs plastiques jetables – elle a très efficacement sensibilisé la population à la question de la gestion des déchets et au rôle que chaque citoyen peut jouer en réduisant la quantité de déchets qu'il produit.

La taxe sur les sacs plastiques a représenté 13 millions d'EUR de recettes en 2003, qui ont été versées au Fonds pour l'environnement (*Environment Fund*) pour contribuer à la

gestion des déchets et à d'autres initiatives environnementales. La plupart des commerçants de détail signalent une baisse de 90 % de la consommation des sacs plastiques jetables depuis l'introduction de la taxe.

La taxe a provoqué une baisse de l'utilisation de sacs plastiques supérieure à 90 %. Selon Litter Monitoring Body (2004), les sacs plastiques représentent désormais 0.25 % environ de la pollution par déchets sauvages. Convery *et al.* (2005) fait référence à des enquêtes sur les déchets sauvages conduites par *Irish Business Against Litter* et le *National Trust of Ireland*, qui indiquent que le nombre d'endroits exempts de pollution sauvage par des sacs plastiques a augmenté de 21 % entre janvier 2002 et avril 2003, cependant que le nombre d'endroits sans trace de sacs plastiques a augmenté de 56 %. Compte tenu de la longévité des sacs plastiques, ces chiffres semblent remarquables.

Une enquête récente laisse entendre que la population soutient la taxe à plus de 90 %. L'opinion publique semble lui imputer le recul substantiel et rapide du problème des déchets sauvages. Parmi les nombreuses raisons de soutien avancées, citons le fait que la taxe est considérée comme bénéfique pour l'environnement, qu'elle a éliminé le problème de la pollution des rues par des sacs plastiques et, aussi, que les sacs réutilisables présentent l'avantage d'être plus pratiques et d'avoir une meilleure contenance. La dévolution des recettes (nettes des frais d'administration) à un fonds pour l'environnement spécifique a pu aussi contribuer à la bonne perception de la taxe par l'opinion publique – même s'il existe des arguments contre cette affectation. Selon Convery *et al.* (2005), la taxe est si populaire qu'il serait politiquement dommageable de la supprimer.

Principaux problèmes et principales critiques

Les importateurs et les distributeurs implantés en Irlande ont soutenu avec force que le principe même d'une taxe perçue au niveau de l'offre était impraticable. Leur principale objection au rôle de percepteur de la taxe qu'on envisageait de leur attribuer concernait le taux de celle-ci, estimé à 1500 % en moyenne par sac. Ils craignaient aussi que le commerce de détail ne s'approvisionne en sacs dans d'autres pays de l'UE et que la contrebande de sacs ne devienne un problème.

Le commerce de détail s'est largement rallié à la taxe. Sa principale préoccupation était de savoir quels sacs il fallait taxer ou, au contraire, exempter. Il craignait aussi d'être tenu d'acquitter la taxe à la place de clients ayant refusé de la payer.

Principaux enseignements

À l'instar de celle de la redevance suisse sur le trafic des poids lourds, cette étude montre qu'il est important que la politique menée recueille largement l'adhésion de la population, ce qui a été le cas de la taxe irlandaise sur les sacs plastiques.

L'étude de la taxe irlandaise sur les sacs plastiques montre l'importance de recherches initiales exhaustives et de l'examen attentif d'autres mesures possibles. La mise en place d'une taxe n'est pas toujours la bonne réponse. Nous avons ici évalué plusieurs possibilités de traitement des problèmes environnementaux créés par les sacs plastiques en Irlande. Le recours à une taxation ne s'imposait pas d'emblée, en raison notamment de ses coûts d'administration. Mais lorsque l'étude attentive des autres mesures possibles indique qu'une taxe semble tout de même la meilleure mesure pour résoudre une question environnementale, on a plus de chances que cette mesure soit la bonne, et on prépare le terrain à une mise en œuvre facilitée.

Lors de la mise en place d'un prélèvement loin d'être neutre administrativement, comme c'est le cas de la taxe sur les sacs plastiques, il convient d'examiner soigneusement les autres méthodes possibles de mise en œuvre, et de se servir de modes de perception existants (le système de la TVA, en l'occurrence) pour mieux réduire le coût de son administration.

6.6. La taxe norvégienne sur le kérosène

Pourquoi la taxe sur le kérosène a-t-elle mise en œuvre?

Les taxes sur le transport aérien sont pratiquement inexistantes : la Norvège est aujourd'hui l'un des seuls pays à appliquer une taxe sur le kérosène. L'analyse de cette dernière permet de tirer quelques enseignements que les autres pays pourront trouver utiles (OCDE, 2005g)³⁰. En 1999, une taxe sur les émissions de CO₂ du kérosène est entrée en vigueur en Norvège dans le cadre d'un projet plus général de réforme fiscale environnementale. Sur la base de recommandations formulées par une Commission de fiscalité environnementale, les pouvoirs publics ont proposé une hausse des écotaxes dans de nombreux domaines. L'une des principales propositions consistait à étendre la taxe sur le CO₂, de sorte que presque toutes les utilisations finales des carburants fossiles, kérosène compris, soient soumises à une taxe minimale de 100 NOK par tonne de CO₂.

Comment la taxe sur le kérosène a-t-elle mise en œuvre?

Dans le même temps, les autorités ont reconnu que le niveau de la fiscalité devait être fixé de manière pragmatique, l'objectif politique clairement affiché par la Norvège – être à l'avant-garde en matière de politique de lutte contre le changement climatique – devant être mis en balance avec les coûts. Les ajustements de la taxe devaient donc être envisagés dans le contexte des taxes sur le CO₂ en vigueur dans d'autres pays. Afin d'atténuer la hausse des coûts des secteurs et des régions les plus touchés, les pouvoirs publics proposèrent de les compenser. Ainsi, lorsque la taxe sur le kérosène fit son apparition, la taxe sur les billets d'avion en vigueur pour les vols intérieurs baissa d'autant, épargnant au secteur aérien toute hausse fiscale découlant du projet.

Principaux résultats

Compte tenu de la multiplicité des autres changements intervenus dans la fiscalité du trafic aérien, il est malaisé d'évaluer l'impact financier de la taxe sur le kérosène sur les compagnies aériennes. Néanmoins, le niveau global des charges aériennes semble avoir progressé de manière non négligeable depuis 2001 – en raison principalement des mesures de sécurité nouvelles. Dans ce tableau, la taxe sur le kérosène, au vu des recettes qu'elle génère par rapport aux autres droits, semble tout à fait secondaire. Ses répercussions sur le prix des billets d'avion et, partant, sur la demande de voyages aériens, semblent avoir été négligeables du fait de la concurrence intérieure accrue et des programmes de réduction des coûts imposés par les compagnies. L'impact environnemental de la taxe a probablement été négligeable. Toutefois, ses effets marginaux ne peuvent être isolés des effets de tous les autres changements intervenus dans le secteur aérien au fil des années.

Principaux problèmes et principales critiques

Le projet de taxe sur le kérosène a essentiellement suscité l'opposition des compagnies aériennes, dont on peut résumer ainsi les principaux arguments :

- Les compagnies ont souligné que les taxes sur le CO₂ étaient déjà élevées en Norvège, par rapport à la plupart des autres pays, et que la mise en place de telles taxes dans les autres

pays était improbable. Elles craignaient que la taxe sur le kérosène n'empêche les compagnies norvégiennes de se trouver sur un pied d'égalité avec leurs homologues de l'UE dans le contexte de la déréglementation prochaine du transport aérien communautaire.

- Les compagnies ont par ailleurs émis des doutes quant aux effets positifs de la taxe sur les émissions de CO₂. Elles ont averti qu'elle pourrait accentuer le stockage de kérosène dans les pays voisins, et provoquer ainsi une distorsion de la concurrence entre les compagnies essentiellement intérieures et celles davantage tournées vers le trafic international.
- Elles ont enfin indiqué que la taxe sur le kérosène pourrait poser des problèmes au regard des conventions internationales.

En mai 1999, les compagnies aériennes ont été entendues sur un point : le Parlement a demandé au gouvernement de nommer une commission chargée d'enquêter sur les conditions concurrentielles tant nationales qu'internationales du trafic aérien. Composée de représentants de l'État et du secteur aéronautique, la Commission a conclu, dans son rapport final³¹, que la taxe sur le kérosène serait source de distorsions de la concurrence entre les compagnies aériennes qui assurent un trafic principalement intérieur et celles qui sont très ouvertes sur l'international. Ces conclusions ont été considérées comme une victoire par les compagnies, mais les autorités n'ont en rien modifié la taxe à la suite du rapport.

Principaux enseignements

La taxe sur le kérosène a été mise en place sans être abondamment débattue au Parlement. L'opposition des compagnies aériennes n'avait pas été relayée auprès de l'opinion publique, échec auquel ECON voit plusieurs explications :

- La plupart des partis politiques partageaient la volonté que la Norvège continue, notamment en imposant des écotaxes, de jouer un rôle de pionnier international des politiques environnementales.
- Le projet de taxe sur le kérosène n'était qu'un des sept projets de la réforme de la fiscalité environnementale. Elle était en fait éclipsée par d'autres pans d'une réforme exhaustive.
- Les coûts nouveaux induits par la taxe sur le kérosène devaient être compensés par une baisse équivalente de la taxe sur les billets d'avion. Cette mesure étouffait dans l'œuf la controverse qui n'aurait pas manqué de s'élever. ECON la tient pour l'une des raisons principales de l'absence d'opposition significative.

L'un des principaux arguments avancés par les compagnies aériennes en matière de compétitivité était la possibilité pour les compagnies internationales d'éviter la taxe en s'approvisionnant à l'étranger. Ce contournement pouvait saper la position concurrentielle de certaines compagnies et les effets environnementaux potentiels de la taxe. Cet argument reçut un certain soutien de la part de la Commission mise sur pied pour étudier la question de la compétitivité, qui conclut que la taxe sur le kérosène était génératrice de distorsions de la concurrence entre les compagnies aériennes assurant un trafic principalement intérieur et celles qui sont très tournées vers l'international.

Il semble toutefois que les possibilités réelles de s'approvisionner en carburant à l'étranger soient limitées. Cette solution entraîne des coûts liés au surcroît de poids des avions et, partant, à une consommation nettement accrue de carburant; les économies nettes sont réduites d'autant. Avec le recul, ECON conclut que l'approvisionnement à l'étranger afin d'éviter la taxe sur le kérosène semble avoir été limité – ce qui est peut-être, aussi, dû au montant relativement modéré de la taxe.

L'expérience norvégienne démontre que la taxation du kérosène consommé pour les vols intérieurs est, de fait, une option possible. Cette fiscalité doit traiter toutes les compagnies aériennes à égalité, mais elle peut susciter une opposition. Voici les leçons importantes que l'on peut tirer de cet exemple norvégien :

- Les possibilités d'approvisionnement en kérosène à l'étranger doivent être soigneusement étudiées avant d'imposer la taxe et, aussi, d'en fixer le montant.
- Lorsque la perte de compétitivité est un problème, il faut envisager une compensation, sous la forme par exemple de l'allègement d'autres prélèvements.
- Afin d'obtenir des réductions d'émissions efficaces, les pays doivent rechercher une assiette fiscale aussi large que possible. La mise en place de la taxe dans le contexte d'une réforme plus large peut faciliter quelque peu l'adhésion des parties concernées et, partant, contribuer à une mise en œuvre sans heurts.

6.7. Mesures pratiques utilisées pour limiter les effets négatifs sur la compétitivité

Comme le montrent certaines de ces études *ex post*, différentes mesures permettent, dans la pratique, de limiter les effets négatifs sur la compétitivité du secteur. Il peut être utile de classer, et de commenter plus avant, celles dont l'usage est fréquent.

Comme le montrent aussi les études de cas, le recours à des exemptions ou des réductions de taux est courant pour protéger (d'une perte de compétitivité) les entreprises qui pourraient être fortement touchées par l'introduction de nouveaux instruments économiques environnementaux; lorsque par exemple la Norvège a mis en place sa taxe sur les émissions de CO₂ du kérosène, la taxe existante sur les places d'avion des vols intérieurs a été réduite de manière à ce que, théoriquement, le secteur aérien national ne connaisse aucun accroissement de charge fiscale. La taxe britannique sur le changement climatique offre un rabais de 80 % aux entreprises à forte intensité énergétique qui ont signé des accords contraignants sur l'efficacité énergétique³². OCDE (2001a) mentionne d'autres possibilités d'atténuation ou d'action sur la consommation : la mise en place de dispositifs compensatoires, le recours à des ajustements fiscaux aux frontières, le recyclage (au moins partiel) des recettes tirées de la fiscalité environnementale et la coordination des pays intéressés par des approches similaires (faisant appel aux lois du marché).

Les exemptions et allègements ont tendance à susciter des inefficiences dans le recul des pollutions et à saper l'application du principe du pollueur-payeur. De fait, les exemptions génériques accordées à des produits polluants, lorsqu'elles sont associées à des abattements visant des industries très polluantes, peuvent amoindrir de manière non négligeable l'action des écotaxes en faveur de la réduction de la pollution, et aussi la propension à élaborer et mettre en place de nouvelles technologies. Dans le cas de sa taxe sur le changement climatique, le Royaume-Uni a recherché un moyen de contourner ce problème, en offrant une réduction de 80 % du taux de la taxe aux secteurs qui souscrivent, par le biais d'accords sur le changement climatique (CCA), des objectifs détaillés de réduction des émissions³³. Selon OCDE (2005b), l'additionnalité des CCA reste fortement sujette à caution : certains affirment que les objectifs fixés par les CCA sont à peine supérieurs à l'effort normal, et que les réductions de taux offertes à l'industrie ne manquent pas de diminuer l'efficacité environnementale de la taxe³⁴.

Souvent, lorsque est mis en place un dispositif de taxation ou de bourse d'échange des droits d'émission (y compris fondé sur des enchères), des mécanismes d'indemnisation relativement modestes peuvent suffire à rétablir la situation financière antérieure des propriétaires d'entreprises; mais l'ampleur de l'indemnisation « nécessaire » dépend du degré d'étanchéité du marché intérieur par rapport à la concurrence internationale. Si un certain niveau d'indemnisation est le « prix à payer » pour mettre en place une nouvelle mesure environnementale, les autorités peuvent souvent contenir la note dans des limites tout à fait acceptables pour la société. Il existe néanmoins un risque de surindemnisation des entreprises concernées, en partie parce que les décideurs ont tendance à oublier (et les entreprises industrielles n'ont pas de raison de leur signaler) que toute mesure environnementale cherchant à limiter les émissions (et, indirectement, la production) crée automatiquement une « rente de rareté ». Dans le cas des bourses de droits d'émission, le gel de tous les permis a pour corollaire l'abandon gratuit de cette rente qui, si l'on en croit les conclusions ci-dessus, représenterait une solide surindemnisation³⁵. La principale justification d'une limitation des coûts d'efficacité de l'indemnisation réside dans le fait que la restitution aux entreprises concernées d'une partie seulement de la « rente de rareté » suffirait à maintenir leurs bénéfices ou leur capitalisation. Si une part « inutilement » importante de la rente leur est octroyée, les coûts d'efficacité économique augmentent du fait de la baisse corrélative des sommes disponibles pour, par exemple, diminuer les taxes créant des distorsions (c'est l'hypothèse du « double dividende »).

La réinjection (d'une partie) des recettes fiscales dans les entreprises ou les secteurs concernés peut avoir lieu de manière que l'entreprise reste incitée à abaisser marginalement ses émissions, par exemple si elle paie au taux plein une taxe sur les émissions ou les intrants, et reçoit éventuellement un remboursement calculé en fonction de sa production passée. De même, même si les autorisations d'émissions négociables sont partiellement ou totalement transformées en droits acquis, les entreprises en question seront pleinement incitées à réduire leurs émissions par rapport au « coût d'opportunité » que représente chaque autorisation.

Il faut en fait, lorsqu'on envisage d'instaurer des mécanismes d'indemnisation, penser au fait qu'ils excluent la possibilité de consacrer les sommes qu'ils représentent à d'autres objectifs. Dans le contexte des écotaxes, trois options compensatoires sont souvent mentionnées :

- Une baisse de la taxation du travail, afin de favoriser l'efficacité économique et l'emploi.
- Des mesures d'indemnisation des foyers à faible revenu subissant une hausse de la fiscalité.
- Des hausses de la dépense publique consacrée à la protection de l'environnement.

On fait souvent référence à la première option dans le contexte de ce qui est appelé le « double dividende », une notion selon laquelle l'augmentation des écotaxes et la réduction de la taxation du travail seraient sources à la fois d'améliorations de l'environnement et de croissance de l'emploi – la seconde assertion ne faisant pas, à la différence de la seconde, l'objet d'un consensus³⁶. Les observateurs s'accordent toutefois à penser que l'utilisation des recettes pour diminuer les taxes qui frappent le travail contribue davantage à l'amélioration de l'efficacité économique que la distribution forfaitaire de ces mêmes recettes à, par exemple, tous les contribuables, ou à quelques entreprises seulement. Plusieurs pays membres (comme l'Allemagne, le Danemark, le Royaume-Uni et la Suède) ont par exemple utilisé en combinaison des hausses des taxes énergétiques et des baisses des cotisations de sécurité sociale afin de, notamment, « vendre » la hausse de la fiscalité énergétique et de réduire le coin fiscal affectant le travail.

La deuxième option sera abordée plus en détail dans la partie consacrée aux questions de redistribution; il est toutefois possible d'indiquer ici que parmi les approches susceptibles de soulager les assujettis à une écotaxe figurent :

- L'augmentation de l'abattement de base individuel (ou la mise en place d'un abattement écofiscal).
- La mise en place d'un crédit de taxe non récupérable.
- La mise en place d'un crédit de taxe récupérable.

L'option consistant à accroître la dépense publique pour protéger l'environnement est quelque peu controversée. Si la hausse simultanée de dépenses consacrées à l'environnement et d'une taxe sur l'énergie peut contribuer à susciter l'adhésion de la population à cette dernière, le danger que l'affectation de recettes de certaines taxes ne rigidifie le processus budgétaire et n'engendre des inefficiences économiques est loin d'être négligeable.

Enfin, il se pourrait que la coordination régionale ou internationale de l'écofiscalité mette à mal les arguments justifiant les demandes d'exemptions et d'abattements justifiées par des questions de compétitivité internationale : par exemple, l'opposition à la redevance suisse sur le trafic des poids lourds a beaucoup reculé du fait de l'accord bilatéral signé avec l'UE. La coordination des actions n'a toutefois pas comme corollaire l'absence de gagnants ou de perdants; une taxe mondiale sur les émissions de CO₂ serait par exemple particulièrement coûteuse pour les économies à forte intensité énergétique et à forte intensité de carbone (OCDE, 2001a).

6.8. Leçons d'économie politique tirées des études de cas *ex post*

La première leçon que l'on peut tirer de ces études de cas *ex post* est que les décideurs devraient veiller par leurs mesures à évaluer et traiter correctement les pressions concurrentielles. Ce faisant, il importe d'appréhender les mesures d'atténuation dans le contexte des obligations légales, et de s'assurer qu'elles n'aboutissent pas à accorder une subvention interdite (comme cela a par exemple été le cas de la taxe sur la consommation énergétique industrielle française).

Deuxième leçon : lorsque la perte de compétitivité est un problème, il est possible d'envisager différentes mesures d'atténuation qui auront certains effets sur l'environnement et la compétitivité. L'examen des mesures à prendre doit privilégier celles qui ne diminuent pas l'incitation à réduire les émissions. Lorsqu'ils prélèvent des taxes, de nombreux pays mettent en place des mesures compensatoires consistant à réduire d'autres taxes (comme dans le cas de la taxe norvégienne sur le kérosène) ou à fournir une autre forme d'indemnisation budgétaire. Certains pays ont mis en place des exemptions ou des réductions de taux sectorielles (le Royaume-Uni l'a par exemple fait avec sa taxe sur le changement climatique). Enfin, une coordination internationale intervenant à différents niveaux peut parfois s'avérer utile, voire nécessaire, pour faire bénéficier l'environnement d'instruments faisant appel aux lois du marché (cf. la redevance suisse sur le trafic des poids lourds, dont la mise en œuvre a fortement bénéficié de l'accord bilatéral signé avec l'UE).

Il faut toutefois noter l'existence d'un compromis qui semble souvent se dessiner, dans le but de créer un dispositif « équitable » ou « politiquement acceptable », entre l'ampleur des coûts d'administration et l'envergure de la mesure. Fréquemment, les mécanismes introduits pour des raisons autres qu'environnementales afin de traiter des problèmes de compétitivité ou de redistribution des revenus sont responsables d'une augmentation des

coûts administratifs, comme cela a été le cas de la taxe britannique sur le changement climatique et du régime néerlandais de comptabilité MINAS des nutriments.

Par ailleurs, la mise en place d'un dispositif fiscal ou de droits négociables (y compris aux enchères) peut se contenter, afin de rétablir le revenu antérieur des propriétaires d'entreprises, de mécanismes compensatoires relativement modestes – mais l'ampleur des indemnisations « nécessaires » dépend du degré d'étanchéité du marché national par rapport à la concurrence internationale. Il existe toutefois un risque de forte surindemnisation des entreprises concernées, situation qui fait croître les coûts d'efficacité économique car, par exemple, les pouvoirs publics disposent dès lors de moins d'argent pour réduire les taxes créatrices de distorsions.

L'« acceptabilité » d'un instrument économique par l'opinion publique semble liée au degré de conscience du problème environnemental ainsi traité. Dans le cas de la taxe irlandaise sur les sacs plastiques, il semble que la population soit très sensibilisée au problème en raison de la pollution environnementale visible, et qu'elle accepte donc aisément le principe d'une écotaxe. On peut donc en déduire une troisième conséquence pour l'action publique, qui consisterait à conseiller de « préparer le terrain » pour la mise en œuvre ultérieure d'un instrument en informant les citoyens de manière adéquate et ciblée sur les causes et les impacts des problèmes environnementaux concernés. En général, l'adhésion politique peut être renforcée en créant, dans toute la mesure du possible, une vision commune du problème soulevé, de ses causes, de ses répercussions et de l'impact des instruments susceptibles d'être utilisés pour le traiter. Pour cela, on peut chercher à impliquer les parties concernées dans la formulation des politiques, au moyen par exemple de consultations formelles élargies ou de comités ou groupes de travail chargés d'élaborer les nouveaux instruments d'action. Par exemple, l'adhésion à la redevance suisse sur le trafic des poids lourds s'est construite sur fond de référendums populaires, et la taxe norvégienne sur le kérosène s'est inscrite dans une politique voulue par la plupart des partis politiques, à savoir l'ambition de jouer un rôle avant-gardiste sur le plan international en matière d'action environnementale et, en particulier, d'écotaxes. Ces dernières décennies, ce renforcement de l'adhésion a revêtu une grande importance dans nombre de « réformes écofiscales » de pays de l'OCDE³⁷.

Le cas suisse est en outre un bon exemple de l'importance du calendrier choisi pour amener un projet délicat sur le devant de la scène politique. On peut en tirer une quatrième leçon : un projet qui, à un moment donné, est impossible à mettre en œuvre peut devenir réalisable lorsque les circonstances sont plus favorables.

Cinquième leçon : s'ils souhaitent obtenir une réduction économiquement rentable des émissions, les pays doivent rechercher une assiette fiscale aussi large que possible. Une telle assiette, associée à l'inscription de l'écotaxe dans une stratégie réformatrice plus large, peut quelque peu faciliter l'adhésion des parties concernées, et contribuer ainsi à une application sans heurts. Cette stratégie semble elle aussi avoir été suivie par maints pays ayant réformé leur écofiscalité.

L'étude de cas concernant la taxe irlandaise sur les sacs plastiques montre l'importance d'une recherche initiale approfondie et de la prise en compte attentive des autres options possibles. La création d'une taxe n'est en effet pas toujours la réponse adaptée. Après avoir évalué plusieurs instruments susceptibles de traiter les problèmes environnementaux créés par les sacs plastiques en Irlande, on peut conclure que l'option fiscale ne s'imposait pas d'elle-même, surtout compte tenu des coûts administratifs connexes. C'est lorsque d'autres

mesures ont été soigneusement étudiées et que la mise en place d'une taxe semble toujours la meilleure solution pour traiter un problème environnemental qu'on a de bonnes chances d'avoir fait le bon choix et préparé le terrain pour une application aisée. La sixième leçon à tirer est donc que les décideurs, face à un problème environnemental, doivent envisager, outre les écotaxes, d'autres mesures. Cette étude de cas montre aussi qu'il importe, lors de la mise en œuvre d'une taxe administrativement ardue telle que la taxe sur les sacs plastiques, d'examiner avec attention d'autres méthodes d'application, et d'utiliser des méthodes de collecte fiscale existantes – le système de TVA, en l'espèce – pour contribuer à abaisser les frais administratifs.

Enfin, en se fondant sur la redevance suisse sur le trafic des poids lourds, on peut aussi tirer l'enseignement suivant : l'introduction graduelle des taxes peut adoucir l'impact financier immédiat et donner aux entreprises le temps de s'adapter pour réduire la charge fiscale qu'elles supportent.

Notes

1. Il convient de remarquer que si tous les instruments d'action sont susceptibles d'avoir des répercussions sur la compétitivité, les écotaxes sont plus « visibles » que les réglementations.
2. La présentation de cette taxe est tirée de Delache (2002).
3. Sur une échelle de 1 (très faible) à 4 (très forte), l'ouverture des secteurs aux échanges internationaux en France donnait lieu à la classification suivante : Groupe 1 : imprimerie, presse, secteur agro-alimentaire, matériaux de construction, transformation des métaux; Groupe 2 : bois, meubles, papier, caoutchouc, plastiques, verre; Groupe 3 : textiles, habillement, construction mécanique, minerai ferreux, acier, métaux non ferreux, métaux; Groupe 4 : aviation, construction navale, cuirs, chaussures, chimie.
4. Le graphique 6.1 illustre le facteur de réduction de l'assiette de la taxe en tonnes équivalent pétrole par million d'EUR de valeur ajoutée, avec un taux de conversion de 1 EUR pour 6.55957 FRF. Ce facteur devient positif au seuil de 25 tonnes d'équivalent pétrole par million de FRF (soit 3.81 tonnes par million d'EUR) de valeur ajoutée.
5. La négociation d'un accord volontaire nécessitait l'établissement préalable, et l'approbation par l'administration, d'un scénario quinquennal de « fonctionnement normal » prenant en compte les spécificités du secteur et de l'entreprise. Toute réduction des émissions de carbone par rapport à ce scénario de référence devait ensuite donner lieu à une récompense *a posteriori*, accordée sous forme de remboursement annuel de la taxe à l'entreprise.
6. Ce texte se fonde sur un rapport établi par le Pr David Pearce dans le cadre du programme de travail des réunions conjointes d'experts de la fiscalité et de l'environnement, sous l'égide du Comité des affaires fiscales et du Comité des politiques d'environnement de l'OCDE, voir OCDE (2005b).
7. À cette époque, les autorités se trouvaient, dans le domaine du changement climatique, confrontés à de fortes difficultés potentielles : dans le cadre du protocole de Kyoto, elles s'étaient engagées à réduire de 20 % les émissions de carbone entre 1990 et 2010; les émissions de carbone imputables au secteur des transports augmentaient à un rythme effréné; et les cours énergétiques chutaient en raison des conditions économiques mondiales et des mesures de libéralisation des marchés (qui compliquaient encore les incitations à économiser l'énergie et modérer son usage).
8. Pour une discussion approfondie de l'économie politique de la CCL, voir OCDE (2005b).
9. Les CCA doivent leur existence à la très vigoureuse campagne de dénonciation des effets de la CCL sur la compétitivité des industries à forte intensité énergétique.
10. Quoique globalement neutre dans son principe au niveau des recettes, la réforme pouvait engendrer des gains ou des déficits nets dans la mesure où la réduction de la taxe de sécurité sociale est un pourcentage fixe (0.3 %) et où le revenu dégagé par la CCL dépend de la consommation d'énergie des parties concernées et des exemptions diverses.
11. La conjugaison de la CCL et des CCA est abordée plus avant à la section 10.5.3.

12. Les études d'événement englobent ce type d'analyse, mais s'intéressent habituellement davantage aux effets sur la valeur de l'entreprise, c'est-à-dire aux fluctuations des capitalisations boursières. Hayler (2003) n'a pas été en mesure de détecter un tel effet d'événement pour la CCL, mais cela est probablement dû à l'incapacité de traduire la complexité de l'ensemble CCL/CCA dans la définition de l'« événement ».
13. Le terme fixé aux CCA – 2010 – est assorti de jalons en 2002, 2004, 2006 et 2008.
14. Une part non négligeable de cette réduction est imputable à l'industrie sidérurgique britannique, et essentiellement une entreprise, Corus, qui a eu des difficultés économiques au cours des années concernées. Les opinions divergent quelque peu sur la part des réductions des émissions et de la consommation énergétique de ce secteur que l'on peut attribuer aux CCA. Les CCA applicables à la sidérurgie comportent des dispositions sur la renégociation des objectifs en cas de chute de la production supérieure à 10 %. Voir le rapport ENDS n° 339, 23-26 avril 2003, publié par Environmental Data Services Ltd. (le rapport ENDS, une publication mensuelle, détaille pratiquement toutes les demandes introduites par les secteurs industriels). Voir www.endsreport.com/.
15. Le gaz naturel comporte 14 kg de C/GJ, contre 26 kg pour le charbon.
16. L'engagement de hausse du dispositif FDE était de 3 % au printemps 1993, 5 % à l'automne 1993 et 6 % entre 1997 et 2000.
17. Le nombre des ménages « manquant de combustible » était estimé à 1.75 million en 2002, contre 4 millions en 1996 (ministère britannique de la Technologie et de l'Industrie, 2004).
18. Ceci ne vaut que si l'on mesure les émissions au niveau de la génération. Si l'on considère l'ensemble du cycle de vie (incluant l'extraction du combustible, la construction des centrales, etc.), l'énergie nucléaire n'est pas exempte d'émissions de carbone. Néanmoins, même en prenant ces dernières en compte, elles restent bien plus faibles que celles d'autres cycles de combustibles – voir Bates (1995).
19. Citation d'*Accountancy Age*, 25 novembre 2003.
20. La majeure partie des recettes de la CCL est directement réinjectée dans les entreprises privées sous forme de remboursements de cotisations sociales, et le reste sert à financer, en partie, le Carbon Trust. Société privée, ce dernier a été créé en 2001 et est également financé par des subventions du ministère de l'Environnement.
21. Le régime MINAS est examiné plus avant dans OCDE (2005d) et OCDE (à paraître, a).
22. La politique néerlandaise de gestion des effluents d'élevage comporte trois phases (Henkens et Van Keulen, 2001) : 1) arrêt de la progression de la production animale (1984-90); 2) baisse progressive des effluents d'élevage (1990-98); et 3) équilibrage des intrants et des sorties d'azote et de phosphore (1998 à ce jour).
23. Le système de comptabilité des nutriments MINAS a été mis en œuvre en 1998 dans les élevages comptant plus de 2.5 têtes de bétail à l'hectare, et en 2001 dans tous les élevages. Son application a été interrompue le 1^{er} janvier 2006 en réponse à des conclusions de la Cour européenne de justice.
24. Les exploitations laitières occupent plus de 60 % des terres agricoles et représentent une large part des excédents totaux d'azote et de phosphore des nutriments dans l'agriculture et des pertes totales de nutriments dans l'environnement. La plupart des exploitants laitiers en ont appris davantage en trois ans de MINAS sur la gestion intégrée des nutriments que durant plus d'une décennie de recommandations quant à l'utilisation des engrais et de bilans dits de fertilisation.
25. L'exclusion des engrais phosphorés de l'équilibre MINAS a été une modification vivement débattue face aux pressions (politiques) exercées par les agriculteurs, qui menaçaient de bloquer la mise en œuvre de MINAS dans les exploitations agricoles en 2001 si une telle exclusion n'était pas accordée.
26. Dans son arrêt publié le 2 octobre 2003, la Cour européenne de justice a condamné le premier Plan d'action des Pays-Bas, avançant les principaux arguments suivants : 1) le régime MINAS n'est pas conforme au système réglementaire prescrit par la directive Nitrates; 2) les seuils applicables aux effluents d'élevage et les seuils d'exemption des excédents fixés pour les années antérieures à 2000 étaient trop élevés; et 3) des dispositions réglementaires essentielles de la politique de gestion des effluents d'élevage avaient été appliquées trop tardivement.
27. Il fallait corriger certaines erreurs initiales qui entachaient les valeurs par défaut. Les seuils des excédents exemptés et les montants des taxes ont fait l'objet de fréquentes modifications.

28. Ce rapport est l'œuvre d'Ueli Balmer, de l'Office fédéral du développement territorial en Suisse, qui l'a rédigé dans le cadre du programme de travail des réunions conjointes d'experts de la fiscalité et de l'environnement, sous l'égide du Comité des politiques d'environnement et du Comité des affaires fiscales de l'OCDE.
29. Si un détaillant ne perçoit pas la taxe correctement, il est passible d'une amende pouvant atteindre 12.7 millions d'EUR ou d'une peine de prison pouvant atteindre 10 ans. Jusqu'ici, un seul commerçant a été reconnu coupable de non-perception de la taxe de 0.15 EUR; après avoir plaidé coupable, il a été condamné à 150 EUR d'amende [voir Lamb et Thompson (2005)].
30. Rapport rédigé par la société de conseil norvégienne ECON Analyse, dans le cadre du programme de travail des réunions conjointes d'experts de la fiscalité et de l'environnement, sous l'égide du Comité des politiques d'environnement et du Comité des affaires fiscales de l'OCDE.
31. Voir l'enquête de la Commission sur la situation concurrentielle dans le secteur du trafic aérien (1999).
32. Certaines de ces exemptions sont étudiées dans OCDE (2001a).
33. En Allemagne, des entreprises à forte intensité énergétique ont obtenu une réduction de 97 % du taux de la taxe écologique réformée – sans le moindre engagement nouveau de réduction des émissions au-delà de la reconnaissance générale de l'accord environnemental sur le changement climatique. Selon *Green Budget Germany* (2004), l'industrie chimique britannique paie une taxe sur l'électricité de 0.14 EUR par kilowatt-heure et, en échange, s'est engagée à réduire ses émissions de 18 %; dans le même temps, l'industrie britannique de l'aluminium paie le même taux réduit, pour une diminution de ses émissions de 32 %. En Allemagne, ces deux secteurs sont tenus d'acquitter 0.06 EUR par kilowatt-heure, sans que cela soit assorti d'un engagement au niveau de chaque entreprise – même si un engagement sectoriel de réduction des émissions de gaz à effet de serre a été contracté.
34. Pour un examen complémentaire de l'efficacité environnementale et de l'efficacité économique de la taxe sur le changement climatique et des CCA, voir OCDE (2003c) et Braathen (2005).
35. Toutes les autorisations d'émission de SO₂ du programme américain concernant les pluies acides ont été attribuées gratuitement. Il en est allé de même, dans le nouveau dispositif communautaire de droits d'émission de CO₂ négociables, pour plus de 95 % des autorisations de la période allant jusqu'à 2007.
36. Voir le chapitre 4 et OCDE (2004c) pour un examen plus détaillé de cette question.
37. Le thème du renforcement de l'adhésion du public est abordé dans OCDE (2001a) et, *infra*, au chapitre 9.

Chapitre 7

Effets sur la répartition des revenus

7.1. Cadre général et données empiriques

Indépendamment de la perte de compétitivité, l'effet sur la répartition des revenus est un thème récurrent dans l'examen des taxes liées à l'environnement. La mise en œuvre de ces instruments est souvent compliquée par le fait que certaines taxes ont un caractère régressif (progressif) dans la mesure où la part du budget consacré au produit taxé est plus élevée (moindre) pour les ménages dont les dépenses totales sont relativement faibles¹.

Les effets distributifs des taxes liées à l'environnement peuvent se manifester de diverses manières. Ils correspondent à plusieurs grandes catégories :

- effets *distributifs directs* sur les ménages résultant du paiement de la taxe;
- effets *distributifs indirects*, notamment dus à la hausse des prix exigés par les entreprises pour les produits taxés;
- effets imputables à l'*utilisation du produit des taxes liées à l'environnement*; et
- effets liés aux *avantages en termes d'amélioration de l'environnement*.

La plupart des études consacrées aux effets sur la répartition des revenus se rapportent aux taxes sur l'énergie/le carbone. Si on se réfère aux données disponibles, l'effet direct des taxes énergétiques est plutôt régressif. Brännlund et Nordström (2004), Cornwell et Creedy (1997), Symons et al. (1994), Tiezzi (2001) et Labandeira et Labeaga (1999) ont étudié les ménages des pays suivants : Suède, Australie, Royaume-Uni, Italie et Espagne. L'idée générale d'une régressivité des taxes sur le carbone est confirmée pour l'Australie et la Suède. Les résultats sont moins tranchés dans les autres études par pays. L'hypothèse d'un effet régressif des taxes sur le carbone ne se vérifie pas pour l'Italie et l'Espagne. Dans leur étude sur l'effet distributif des taxes sur le transport en Norvège, Aasness et Røed Larsen (2002) concluent de certains indicateurs environnementaux que les ménages affichant des dépenses relativement élevées privilégient des transports plus polluants, pour effectuer un même trajet, que les ménages dépensant peu. Par conséquent, une modulation de la fiscalité indirecte en fonction des répercussions écologiques a aussi pour effet de réduire les inégalités. Ce résultat ressort également des données sur les États-Unis, selon Røed Larsen (2004). Les études sont récapitulées dans le tableau 7.1².

Par ailleurs, d'après les données empiriques, le degré de régressivité diminue dès lors que les *effets indirects de l'augmentation de prix des produits taxés* sont pris en compte. Ce constat vaut surtout pour les taxes énergétiques et tient au fait que l'énergie intervient dans tous les biens et services; par conséquent, la régressivité associée à l'impact direct de la taxe sur un produit inélastique par rapport au revenu est en partie atténuée si les effets sur toutes les dépenses sont comptabilisés.

L'analyse a été semble-t-il moins poussée pour un autre effet indirect, à savoir l'action possible de la taxation environnementale sur la demande de capital et de main-d'œuvre des entreprises, d'où un impact éventuel sur le rendement pour les propriétaires du capital et sur le rendement du travail. Fullerton et Heutel (2004) proposent une première analyse théorique de l'incidence et des effets distributifs de la politique environnementale qui

Tableau 7.1. **Exemples d'études consacrées aux effets des taxes liées à l'environnement sur la répartition des revenus**

	Auteurs et date	Principaux résultats
Australie	Cornwell et Creedy (1996)	Taxation du carbone – Effet régressif, mais le paiement de transfert peut être adapté de manière à compenser la régressivité sans faire baisser le total des recettes.
Espagne	Labandeira et Labeaga (1999)	Effet neutre de la taxation du carbone pour l'ensemble des ménages espagnols.
États-Unis	West et Williams (2004)	L'augmentation de la taxe sur l'essence est généralement régressive mais les résultats dépendent grandement de la manière dont les recettes sont utilisées. Les transferts forfaitaires peuvent modifier l'effet.
Italie	Tiezzi (2001)	L'hypothèse d'une régressivité de la taxation du carbone ne se vérifie pas.
Norvège	Aasness et Røed Larsen (2002), Røed Larsen (2004)	Taxes sur les transports – L'association de taxes plus élevées sur les déplacements par avion, taxi et automobile, et moins élevées sur les déplacements par autobus, bicyclette et cyclomoteur réduit les inégalités. Les taxes sur l'essence sont un facteur d'inégalité. Le train paraît neutre en termes de répartition des revenus.
Royaume-Uni	Symons <i>et al.</i>	Taxation du carbone – La régressivité dépend des modalités de recyclage des recettes. Étude limitée aux taxes sur les carburants automobiles.
Suède	Brännlund et Nordström (2004)	Régressivité de la taxation du carbone. Différence entre ménages urbains et ménages ruraux, ces derniers étant les plus lésés.

prévoit des formes générales de substitution des facteurs de production (travail, capital et pollution) et qui règle tous les effets d'une taxe sur la pollution en termes d'équilibre général. Ils constatent que la faible augmentation d'une taxe sur la pollution modifie le rendement du travail, par rapport au rendement du capital, selon les possibilités de substitution entre les facteurs. Les résultats montrent que la substituabilité du capital, du travail et des émissions est lourde de conséquences pour la politique environnementale et que d'autres travaux s'imposent pour analyser ces effets, ne serait-ce que pour calculer l'impact des modifications de prix sur différentes catégories de revenus.

Au total, l'effet sur la répartition des revenus dépend aussi, dans une certaine mesure, de la manière dont le produit des taxes est utilisé. Dans beaucoup de pays de l'OCDE, les recettes tirées de la mise en œuvre de taxes liées à l'environnement ont servi à réduire d'autres impôts, pour des raisons d'efficience, ou à dédommager certains groupes de population, au nom de la répartition des revenus. Le programme fiscal dans son ensemble, compte tenu des effets de ce recyclage, peut finalement s'avérer progressif³. West et Williams (2004), par exemple, font une analyse dans ce sens. Ils observent que la hausse d'une taxe sur l'essence tend à être régressive, bien que l'effet dépende grandement de l'utilisation du produit de la taxe; le recyclage des recettes supplémentaires sous forme de transferts forfaitaires vient plus que compenser la régressivité et confère ainsi un caractère quelque peu progressif à l'augmentation de la taxe. Ces auteurs constatent en outre que si le complément de recettes est utilisé pour abaisser l'impôt sur le travail, l'efficience augmente et la politique devient plus progressive, mais pas suffisamment pour l'emporter sur la régressivité de la taxe. Ces résultats leur inspirent les remarques suivantes :

« Beaucoup de pays européens ont déjà mis en œuvre des réformes fiscales vertes qui consistent à utiliser les recettes des écotaxes pour réduire l'impôt sur le travail et susciter ainsi des gains d'efficience sur les marchés de l'emploi. Nos résultats montrent que ces baisses d'impôt sur le travail tendent aussi à atténuer l'effet régressif des taxes liées à l'environnement. Le recyclage d'une part des recettes sous la forme d'un transfert forfaitaire, ou d'une autre mesure progressive, consistant par exemple à augmenter la réduction d'impôt sur le revenu d'activités professionnelles, pourrait même donner à la mesure un effet progressif net. »

En dernier lieu, les *avantages en termes d'amélioration de l'environnement* influent aussi sur la répartition totale des revenus. D'une manière générale, les travaux empiriques laissent supposer que les ménages à bas revenus sont relativement plus exposés aux risques environnementaux. Une corrélation est plus précisément établie dans plusieurs études entre cette exposition et un faible niveau de revenu⁴. Hamilton (2003) passe en revue les observations publiées en Amérique du Nord et dans d'autres régions de l'OCDE. Il y a lieu de penser que dans l'ensemble, la répartition des revenus peut être moins régressive dès lors que les effets sur l'environnement sont pris en compte.

7.2. Moyens de parer aux effets sur la répartition des revenus

Conséquence de cette régressivité, les effets distributifs des taxes liées à l'environnement sont désormais au cœur du débat de fond. L'expérience montre qu'il faut parer aux principaux effets en temps voulu pour recueillir l'adhésion du public à ces taxes. Même si la plupart des taxes liées à l'environnement ne peuvent avoir qu'un impact très limité sur le revenu disponible net d'une majorité de ménages, faire admettre une taxe qui paraît « injuste » s'annonce extrêmement difficile. Par exemple, l'idée semble prévaloir au Royaume-Uni que les taxes sur la consommation d'énergie domestique risquent de léser particulièrement les ménages en situation de « précarité énergétique » – ménages à bas revenus qui vivent souvent dans des logements caractérisés par une isolation thermique très médiocre et des systèmes de chauffage vétustes.

Il existe plusieurs moyens de remédier aux problèmes de répartition des revenus. Des mesures correctives de deux types sont envisageables pour parer à d'éventuels effets distributifs préjudiciables de la taxation liée à l'environnement : les mesures d'*atténuation* et les mesures *compensatoires*. Les mesures d'atténuation, qui interviennent *ex ante*, visent à réduire les taux des taxes liées à l'environnement et, par conséquent, à alléger la pression fiscale (de façon générale et) pour des groupes spécifiques. Les mesures *compensatoires* sont par définition applicables *ex post* et ne relèvent pas à proprement parler de la fiscalité, puisqu'elles ne modifient ni le taux ni la structure de la taxe considérée.

Les mesures d'atténuation peuvent prendre différentes formes. Elles peuvent aboutir à des taux d'imposition inférieurs au niveau jugé optimal⁵ pour rendre compte du coût social marginal des externalités effectives. Cette stratégie d'atténuation peut être retenue lorsque de nouvelles taxes liées à l'environnement sont instaurées, de façon à faciliter la transition vers un nouveau régime pour les parties intéressées. Les mesures d'atténuation peuvent aussi passer par une modulation des taux, se traduisant par un abaissement ou une exemption (taux zéro) pour certains groupes, notamment les ménages à bas revenus. Elles peuvent également prendre la forme de seuils de consommation au-dessous desquels aucun prélèvement fiscal n'est effectué. L'instauration de mesures d'atténuation réduit inévitablement l'efficacité environnementale de la taxe en supprimant ou en réduisant les incitations de nature à faire changer les comportements en matière de consommation et d'investissement. Il ne s'agit donc pas de pratiques satisfaisantes.

En cas de régressivité, les pouvoirs publics devraient se tourner vers d'autres mesures, plus directes, susceptibles de maintenir le signal de prix transmis par la taxe tout en réduisant l'impact de cette taxe sur le revenu des ménages. L'un des mécanismes compensatoires maintenant l'effet incitatif de la taxe consiste à effectuer des transferts forfaitaires à l'intérieur du régime de taxes et de prestations. En termes économiques, ces transferts sont comparables à la réduction forfaitaire d'une taxe liée à l'environnement.

7.3. Éléments de réflexion sur différentes mesures compensatoires

En général, il est possible de remédier aux effets distributifs indésirables par le biais des *régimes de protection sociale* et des *régimes fiscaux*. Le choix entre les deux dépend de la situation du pays, pour plusieurs raisons.

Premièrement, la portée des régimes de protection sociale et des régimes d'imposition applicables aux particuliers varie d'un pays à l'autre. Les groupes de ménages pour lesquels une protection contre les effets des taxes liées à l'environnement s'avère nécessaire ne sont pas enregistrés dans tous les pays parmi les bénéficiaires de l'aide sociale. En ce qui concerne la fiscalité, au-dessous d'un seuil de revenu donné, les contribuables peuvent être exemptés de remplir une déclaration d'impôt, alors qu'ailleurs tous les résidents sont soumis à cette obligation.

Deuxièmement, les effets distributifs de diverses réformes fiscales vertes diffèrent selon les pays.

Une taxe liée à l'environnement peut être allégée de plusieurs manières par le biais du régime national de l'impôt sur le revenu des personnes physiques :

- relèvement de l'abattement à la base (ou instauration d'une déduction fiscale environnementale);
- instauration d'un crédit d'impôt « non remboursable »; et
- instauration d'un crédit d'impôt « remboursable ».

À la différence des crédits d'impôt, l'allègement résultant d'une déduction dépend du taux marginal d'imposition du contribuable. En effet, la déduction s'impute sur l'assiette de l'impôt, alors que les crédits d'impôt viennent réduire l'impôt à payer. Dès lors que les taux d'imposition sur le revenu des personnes physiques augmentent avec le niveau des revenus imposables, la déduction forfaitaire se traduit par un allègement plus important pour les personnes à revenus élevés, ce qui tend à *accentuer la régressivité* du régime fiscal *au lieu de l'atténuer*. Il est possible d'éviter ce résultat en n'accordant pas la déduction aux personnes dont le revenu imposable dépasse la première tranche de revenus dans le barème. Toutefois, cela peut empêcher le groupe cible de bénéficier de l'allègement des taxes liées à l'environnement. Plus généralement, du fait des interactions avec le barème d'imposition, le recours à une déduction fiscale environnementale risque de limiter les choix (ayant trait au groupe cible, et éventuellement à la structure de l'impôt sur le revenu des personnes physiques) et amène à envisager d'autres démarches.

Les crédits d'impôt non remboursables sont plus intéressants que les abattements parce qu'ils n'interfèrent pas avec la structure des taux d'imposition. Toutefois, une personne qui n'a pas un revenu (ni par conséquent un impôt à payer) suffisant pour utiliser la totalité du crédit d'impôt ne peut pas bénéficier pleinement de l'allègement voulu.

Les crédits d'impôt remboursables opèrent un *transfert en espèces* d'une fraction qui ne peut venir en déduction de l'impôt dû. Toutefois, comme tous les autres allègements fiscaux, ils laissent à l'écart les personnes qui ne remplissent pas de déclaration d'impôt. Cet aspect peut être sans conséquence dans les pays où tout résident est tenu d'établir une telle déclaration, et même présenter un avantage dans ceux qui visent à décourager les non-déclarants. Mais là où la déclaration d'impôt n'est pas obligatoire, des mesures complémentaires sont sans doute à prévoir pour les ménages à faibles revenus.

7.4. Catégories de ménages appelant plus particulièrement des mesures compensatoires

La mise en œuvre de taxes liées à l'environnement peut rendre l'adoption de mesures compensatoires particulièrement indispensable pour certaines catégories de ménages. Par exemple, les personnes âgées peuvent avoir des besoins plus importants d'énergie pour se chauffer, du fait qu'elles passent généralement plus de temps à l'intérieur des habitations et risquent d'être fragilisées par le froid. La demande de chauffage peut être plus grande pour les ménages avec enfants, qui occupent nécessairement des espaces plus vastes. Ces considérations vont dans le sens d'un allègement plus important de certaines taxes liées à l'environnement pour les ménages en question.

Une étude réalisée par Ekins et Dresner (2004), du Policy Studies Institute (PSI, Royaume-Uni) propose une analyse détaillée des possibilités de dédommager les ménages à bas revenus en cas d'application de nouvelles taxes ou redevances liées à l'environnement dans des domaines tels que la consommation d'énergie domestique, le transport de voyageurs, la consommation d'eau et la collecte des déchets au Royaume-Uni. Ces auteurs font le constat suivant :

« En général, il est possible de remédier à la régressivité qui va parfois de pair avec les taxes et redevances environnementales par la conception du système de tarification/ de redevances ou par un mécanisme de compensation ciblé.

Toutefois, la consommation de ressources environnementales clés tend à être largement dispersée autour de la médiane à l'intérieur d'une catégorie de revenu donnée. Autrement dit, dans tout système de compensation réaliste (à supposer que le comportement des ménages ne change pas), certains ménages à faibles revenus enregistreront finalement des pertes nettes quelles que soient les mesures compensatoires associées aux redevances, même si ceux qui sont situés tout en bas de l'échelle des revenus sont incontestablement gagnants au bout du compte. »

Leur étude met plus particulièrement en cause la consommation d'énergie domestique. Ils ajoutent :

« ... la répartition fortement dissymétrique de la consommation énergétique à l'intérieur des déciles de revenus implique que le résultat moyen occulte une grande disparité des gains et pertes nets dans chaque décile. En fait, aucun des [treize] programmes compensatoires étudiés ne parvient à ramener la proportion des ménages perdants du premier décile au-dessous de 20 pour cent. En conclusion, la redistribution du produit d'une taxe sur le carbone selon des critères de ressources serait assurément progressive dans l'ensemble, et tirerait certains ménages de la précarité énergétique, mais on n'a trouvé aucun moyen de procéder à une telle redistribution sans aggraver dans le même temps la situation de ceux qui sont déjà les plus démunis à cet égard. Par conséquent, l'instauration d'une taxe sur le carbone frappant la consommation d'énergie domestique serait politiquement périlleuse, dans la meilleure des hypothèses, et selon toute probabilité irréalisable. »

Ces observations ont paru légitimer la position du gouvernement du Royaume-Uni, qui entend venir à bout du problème de la « précarité énergétique » avant d'envisager une éventuelle augmentation de la taxe sur la consommation d'énergie domestique⁶.

Cependant, il faut le souligner, Ekins et Dresner (2004) ont examiné les écarts (marqués) de consommation d'énergie entre groupes de *revenus* imposables. Selon toute probabilité, parmi les personnes qui consomment beaucoup d'énergie par rapport à leur revenu, *certaines*

sont relativement aisées tout en disposant d'un faible revenu imposable⁷. Il semble aussi que les fortes dépenses d'énergie soient imputables *en partie* au gaspillage du chauffage (radiateur laissé en marche sous une fenêtre ouverte en hiver, etc.). Enfin, un mécanisme compensatoire directement axé sur les personnes (« nécessiteuses ») affichant des dépenses énergétiques très élevées par rapport à leur revenu serait *a priori* concevable. Peut-être les conclusions de ces auteurs sont-elles trop pessimistes.

Dans leur étude, Ekins et Dresner signalent aussi qu'en pratique, les ménages peuvent changer de comportement en fonction des taxes et redevances, et consommer moins de ressources, d'où une réduction du nombre et de la diversité des ménages à bas revenus pour lesquels un système quelconque de taxe ou de redevance entraîne des pertes nettes. Schlegelmilch (2003) y fait également allusion en examinant l'effet distributif de la réforme fiscale verte en Allemagne. Il précise :

« Dans le domaine de l'énergie, en particulier, de nombreuses possibilités de réaliser des économies s'offrent aux particuliers et pourraient alléger le poids de la réforme fiscale verte. En règle générale, la plupart des ménages peuvent réduire le fardeau de l'écofiscalité en modifiant leurs pratiques ordinaires. »

L'évolution des comportements étant rarement intégrée à l'analyse statistique des effets distributifs, la charge imputable à l'écotaxe est souvent surestimée. Par conséquent, si l'ajustement des habitudes est pris en compte, les mesures compensatoires nécessaires pour maintenir la consommation au niveau antérieur représentent, dans la plupart des cas, un fardeau inférieur à celui qui découle de modèles statiques. Cette considération a son importance pour la conception et le calibrage de mesures détaillées qui visent à compenser les coûts estimés que des taxes liées à l'environnement font peser sur des groupes relativement limités.

En outre, dans une optique d'efficience, il faut que les mesures compensatoires en direction d'un groupe donné visent directement les facteurs qui sont à l'origine des problèmes d'équité. Par exemple, dans le cas des ménages, si le faible niveau de revenu intervient dans l'efficacité énergétique, celle-ci dépend aussi de facteurs tels que le mode d'occupation (location ou propriété) et le manque de capital à investir dans des appareils de chauffage et un équipement électrique plus performants. Par conséquent, lorsque la cause première n'est pas le bas niveau de revenu, d'autres dispositions, à commencer par les réglementations directes et les subventions, pourraient donner de meilleurs résultats que les mesures d'atténuation et de compensation.

7.5. Dispositions concrètes face aux effets distributifs – exemples observés dans quelques pays

L'instauration de taxes liées à l'environnement ayant un impact régressif doit, comme indiqué précédemment, tenir compte des principaux effets en temps voulu pour recueillir l'adhésion du public. Faute de quoi, faire admettre une taxe qui paraît « injuste » s'annonce extrêmement difficile. Plusieurs pays de l'OCDE où des taxes de ce type sont en vigueur l'ont probablement constaté. L'encadré ci-dessous donne des exemples de mesures restées sans suite pour des raisons de répartition des revenus. Par rapport à l'application effective de mesures environnementales judicieuses, l'inaction entraîne pour la collectivité des coûts indûment élevés.

Encadré 7.1. Exemples de mesures environnementales restées sans suite pour des raisons de répartition des revenus

En **Irlande**, faute d'avoir suffisamment réfléchi aux questions de répartition des revenus, les autorités ont dû renoncer aux redevances sur l'eau à usage domestique lors d'une campagne électorale en 1996. Les redevances appliquées à l'époque n'étaient pas fondées sur un comptage des quantités d'eau consommées. D'où des factures espacées dans le temps très lourdes pour les ménages à bas revenus, sans méthode normalisée de prise en charge des familles vulnérables. Il y a peu, la population a vivement réagi à la mise en œuvre d'une nouvelle redevance au titre de l'enlèvement des ordures ménagères (« bin tax ») au motif que la formule retenue, à savoir le paiement d'un montant forfaitaire, aurait un caractère régressif et pèserait plus particulièrement sur les familles situées en bas de l'échelle des revenus.

Au **Royaume-Uni**, les ménages échappent au prélèvement au titre du changement climatique. L'explication tient à la volonté des pouvoirs publics de lutter contre la précarité énergétique.

S'agissant des réformes mises en pratique, les effets distributifs de la refonte des taxes liées à l'environnement ont été examinés par Bork (2003) dans le cas de la *réforme fiscale verte* instaurée en Allemagne en 1998⁸. La réforme a consisté à augmenter progressivement, de 1999 à 2003, les taux des taxes frappant les carburants, le fioul et le gaz naturel, et à instaurer une taxe sur l'électricité en 1999. Le complément de recettes généré par la réforme fiscale a été recyclé, notamment dans une perspective de répartition des revenus, sous la forme d'une réduction des contributions au régime de retraite.

À en juger par les données empiriques, l'écofiscalité entraîne des effets distributifs peu marqués qui varient selon la catégorie de revenus bruts considérée. En moyenne, une légère régressivité est à signaler. Les chiffres sont indiqués dans le tableau 7.2. Dans une large mesure, la réforme fiscale verte a le plus souvent neutralisé le poids des écotaxes, et les effets distributifs ont été relativement limités.

En 1996, les Pays-Bas ont instauré une *taxe de régulation énergétique* (REB) applicable à la consommation de gaz naturel et d'électricité. Par la suite, les taux de la REB ont été relevés à plusieurs reprises. Tandis que ces taux augmentaient, le taux d'imposition de la première tranche de l'impôt sur le revenu des personnes physiques (IR) a été progressivement réduit de 2,5 %, dans le but explicite de corriger partiellement l'impact distributif de la REB. Le tableau 7.3 met en évidence l'effet cumulé de la réorientation de la REB vers l'IR sur le revenu disponible net de plusieurs catégories socio-économiques, ouvrier moyen (OM) compris, durant la période 1996-2001. Au premier abord, les chiffres du tableau laissent supposer que la situation a empiré pour toutes les catégories. Or, durant les cinq années examinées, les rémunérations brutes n'ont cessé de progresser et les prestations ont été régulièrement revues en hausse. En conséquence, bien que la réorientation REB-IR considérée isolément ait été légèrement négative, la grande majorité des ménages néerlandais ont enregistré une augmentation globale de leur revenu disponible net entre 1995 et 2002. Les coûts administratifs ont été négligeables, car les mesures compensatoires se sont inscrites dans la révision annuelle du barème de l'impôt sur le revenu des personnes physiques. Il s'agit d'une révision systématique, qui vise notamment à corriger les tranches d'imposition chaque année en fonction de l'inflation.

Tableau 7.2. Impact distributif de la réforme fiscale verte en Allemagne
Effets estimés pour différentes catégories de revenus bruts

Revenu annuel brut en euros (EUR) ¹	Ménages	Évolution du revenu disponible après :		Effet net de la réforme fiscale verte	
		Application d'écotaxes	Réduction des contributions au régime de retraite	Effet net en pourcentage	Effet net en termes absolus
	<i>Nombre total</i>	<i>En pourcentage (%) du revenu disponible</i>		<i>En EUR/an</i>	
0-7 500	364 114	-0.88	0.03	-0.85	-51
7 500-10 000	929 696	-0.82	0.03	-0.79	-66
10 000-12 500	1 253 067	-0.75	0.04	-0.71	-75
12 500-15 000	1 574 243	-0.74	0.07	-0.67	-85
15 000-17 500	1 577 219	-0.77	0.14	-0.63	-93
17 500-20 000	1 497 397	-0.79	0.16	-0.63	-108
20 000-25 000	2 827 083	-0.87	0.29	-0.58	-120
25 000-30 000	2 683 597	-0.89	0.42	-0.47	-117
30 000-35 000	2 575 889	-0.91	0.60	-0.31	-96
35 000-40 000	2 314 349	-0.91	0.67	-0.24	-88
40 000-45 000	1 974 531	-0.88	0.71	-0.17	-73
45 000-50 000	1 794 961	-0.86	0.73	-0.13	-67
50 000-55 000	1 570 492	-0.83	0.74	-0.09	-58
55 000-62 500	2 072 066	-0.82	0.66	-0.16	-81
62 500-75 000	2 506 797	-0.79	0.58	-0.19	-103
75 000-100 000	3 122 645	-0.66	0.43	-0.23	-152
100 000-250 000	3 702 473	-0.46	0.19	-0.27	-276
> 250 000	1 060 633	-0.15	0.03	-0.12	-376

1. Chiffres arrondis après conversion des DEM en EUR.

Source : Bork (2003), d'après des calculs fondés sur le modèle de micro-simulation de Potsdam, in Bach, S. et al. (2001).

Tableau 7.3. Impact de la réorientation REB-IR aux Pays-Bas
Effet cumulé sur le revenu disponible net selon la catégorie socio-économique, 1996-2001

Type de ménage	Revenu disponible net	REB	IR	Solde
	2001, en EUR	En % du revenu disponible net		
<i>Travailleurs</i> (couple, 2 enfants)				
– Salaire minimum légal	14 855	-2.6	1.1	-1.5
– OM	20 870	-1.8	0.9	-0.9
– 2 × OM	33 000	-1.6	0.6	-1.0
<i>Bénéficiaires de prestations</i> ¹ (couple, 2 enfants)	13 700	-2.7	1.3	-1.4
<i>Retraités</i> ¹ (couple)	12 210	-2.2	0.9	-1.3

1. Au minimum vital « officiel ».

Source : Ministère des Finances, Pays-Bas.

Au Danemark, la réforme fiscale adoptée en 1998 et mise en œuvre par étapes durant la période 1998-2002 a été essentiellement axée sur les ménages. Les taxes énergétiques et la taxe sur l'essence ont été majorées de 15 à 25 %. L'augmentation des taxes énergétiques visait à en maintenir la valeur réelle. Elle est intervenue après une chute des prix du pétrole sur le marché mondial.

La réforme fiscale de 1998 prévoyait des réductions de l'impôt sur le revenu des personnes physiques pour les revenus faibles et moyens. Des mesures compensatoires s'ensuivaient également pour les retraités et autres bénéficiaires de transferts. Au total, les ajustements apportés au régime fiscal et au système de prestations se sont traduits par une redistribution notable au profit des personnes à bas revenus. Tous les ménages

disposant de revenus faibles et moyens ont vu croître leur revenu disponible par suite de la réforme. En 2002, celle-ci a entraîné une perte de recettes de 10 milliards DKK au titre de l'impôt sur le revenu, parallèlement à une augmentation des recettes de 6 milliards DKK au titre des écotaxes et de 7 milliards DKK au titre des impôts sur le patrimoine.

Après la mise en œuvre de la réforme fiscale en 1998, un comité a été mis en place pour évaluer les mesures d'atténuation possibles concernant certaines des écotaxes (sur l'électricité et l'eau, en particulier). Il a été chargé d'étudier les possibilités de concevoir un modèle comportant une tranche à taux zéro (ou un seuil d'imposition) qui allégerait sensiblement le poids de l'écofiscalité pour les ménages à bas revenus. Ce comité a conclu qu'une mesure d'atténuation susceptible de reporter le fardeau fiscal des ménages à faible consommation vers les ménages à forte consommation ne pouvait se concrétiser. En termes de redistribution, les familles à bas revenus avec enfants et les ménages comptant plusieurs personnes étaient avantagés par une formule à taux zéro, tandis que les ménages d'une personne et les retraités vivant seuls étaient perdants. Par ailleurs, le comité a estimé que les coûts de mise en conformité étaient importants, du fait que les compagnies d'électricité et les réseaux de distribution d'eau ne disposaient pas des informations voulues sur chaque famille pour pouvoir calculer le montant de la taxe. La plupart de ces informations relevaient des services de l'impôt sur le revenu, des bureaux des affaires sociales et autres organismes publics. Il a donc été recommandé, de préférence à d'éventuelles mesures d'atténuation, de s'en tenir au mécanisme compensatoire adopté à la faveur de la réforme fiscale de 1998.

Les effets distributifs des réformes environnementales ont été abordés dans un certain nombre de pays membres de l'OCDE, comme l'illustrent les exemples des Pays-Bas, de l'Allemagne et du Danemark mentionnés ci-dessus. Ces exemples montrent que les effets régressifs consécutifs à l'application de taxes liées à l'environnement sont souvent amortis si les recettes servent à réduire d'autres taxes. Ces réductions peuvent alors être axées sur des catégories à faibles revenus. Dans d'autres cas, les aspects distributifs ont été complètement éludés, ou sont intervenus à un stade trop avancé du processus et traités au coup par coup. Cette situation risque de susciter une large contestation et de compromettre l'efficacité des mesures environnementales, en faisant supporter à la collectivité des coûts injustifiés.

7.6. Comment veiller à la prise en compte effective des aspects distributifs?

Entre autres possibilités, les problèmes de répartition des revenus peuvent être intégrés au processus de décision. Certains pays membres en donnent des illustrations concrètes. Différentes méthodes sont envisageables. L'une passe par des dispositifs institutionnels particuliers, qu'il s'agisse d'étayer juridiquement le traitement des aspects distributifs ou de constituer des groupes de travail ou comités spécialisés. L'encadré 7.2 passe en revue les exemples des États-Unis et du Danemark.

Pour internaliser les questions de répartition des revenus, on peut aussi élaborer expressément des *documents d'orientation* afin que les aspects distributifs s'inscrivent dans un cadre adapté. Certains exemples sont décrits dans l'encadré 7.3.

7.7. Conclusions

D'après la majorité des études, les taxes liées à l'environnement, à commencer par celles qui visent l'énergie, peuvent avoir des effets directs régressifs sur la répartition des revenus des ménages. Toutefois, l'analyse empirique laisse supposer que le degré de

Encadré 7.2. Exemples de dispositifs institutionnels pour la prise en compte des aspects distributifs

Aux **États-Unis**, les aspects distributifs ont été intégrés à l'élaboration de l'action gouvernementale par une série de dispositifs institutionnels depuis le début des années 90. C'est l'un des seuls pays où un cadre juridique contraignant a été adopté pour parer aux effets distributifs. En 1990, l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA) a chargé un groupe de travail interne d'étudier les liens entre l'appartenance à des groupes de population minoritaires ou à bas revenus et l'exposition aux risques environnementaux. En 1992, elle a mis en place un Bureau de la justice écologique (OEJ)* pour recadrer ses programmes en conséquence. S'est ajouté en 1993 le Conseil consultatif national sur la justice environnementale (NEJAC), dont la mission était de formuler des recommandations indépendantes à l'intention de l'EPA. En outre, le décret 12898 de 1994 a porté création d'un groupe de travail interinstitutionnel (IWG) sur la justice environnementale pour resserrer la coordination entre organismes fédéraux, tenus de traiter formellement les risques environnementaux auxquels sont confrontés les groupes minoritaires ou à faibles revenus et d'élaborer des stratégies en matière de justice environnementale.

Le **Danemark** s'est doté d'un comité dont les tâches consistent à apprécier les effets distributifs de la réforme fiscale verte qui a pris effet en 1998 (du fait de la consommation d'électricité par les ménages, en particulier) et à étudier les moyens d'y remédier (OCDE, 2002b).

* Initialement créé sous le nom de Bureau de l'équité environnementale (OEE).

Encadré 7.3. Exemples d'orientations pour l'évaluation des interventions en fonction des aspects distributifs

À l'échelle de l'**Union européenne**, la Commission a instauré un nouveau cadre intégré pour les études d'impact, l'objectif étant de faire intervenir les aspects sociaux, répartition des revenus comprise, dans chaque projet de mesure, au même titre que les effets environnementaux et économiques. Sont notamment mis en avant « les effets distributifs tels que les effets sur des secteurs, des catégories de consommateurs ou de travailleurs spécifiques, etc. » Cette évaluation de l'impact au sens large doit viser les grands projets à partir de 2004 (COM(2002)276).

Le gouvernement du **Royaume-Uni** a défini des orientations officielles pour l'intégration des impacts distributifs à l'évaluation des politiques dans la nouvelle édition du Livre vert du ministère des Finances (HM Treasury, 2003). Ces orientations s'appliquent également à l'évaluation rétrospective d'un instrument d'action, programme ou projet, ainsi qu'à son exécution ou à sa révision. Selon l'importance des incidences sur différents groupes de population, envisagés notamment en termes de revenus, des mesures peuvent s'imposer pour modifier l'intervention envisagée (Davies et Dunn, 2003).

Aux **États-Unis**, une suite concrète est donnée aux documents d'orientation émanant de l'Agence pour la protection de l'environnement (EPA) pour la prise en compte des impératifs de justice écologique dans les déclarations d'impact sur l'environnement ou dans les évaluations environnementales.

régressivité diminue dès lors que les effets distributifs indirects en termes de hausse des prix des produits taxés et les effets environnementaux de la taxe sont inclus. En outre, si des mesures d'atténuation et de compensation entrent en ligne de compte, il est possible de corriger, voire de supprimer, l'impact régressif de cette taxation dans la plupart des cas. L'effet net de l'intervention environnementale peut même avoir finalement un caractère progressif. Par conséquent, pour évaluer pleinement l'impact des taxes liées à l'environnement sur la répartition des revenus, il faut aussi intégrer les effets distributifs indirects de l'augmentation du prix des produits taxés, les effets résultant de l'utilisation des recettes fiscales et/ou de la mise en œuvre de mesures compensatoires, sans oublier la répartition des bienfaits environnementaux apportés par la taxe.

Les mesures d'atténuation privent les taxes d'une partie de leur efficacité environnementale. En cas de régressivité, les pouvoirs publics devraient se tourner vers d'autres mesures, plus directes, pour amortir l'impact sur les ménages à bas revenus. Les mesures compensatoires préconisées permettent de maintenir le signal de prix lié à la taxe tout en réduisant l'effet négatif de cette taxe sur le revenu des ménages.

En général, il est possible de remédier aux effets redistributifs indésirables par le biais des *régimes de protection sociale* et des *régimes fiscaux*. Le régime de l'impôt sur le revenu des personnes physiques peut prévoir différentes formes d'allègement : relèvement de l'abattement à la base, instauration de crédits d'impôt remboursables ou non remboursables, etc. Les crédits d'impôt non remboursables sont plus intéressants que l'abattement parce qu'ils évitent les interactions avec la structure des taux d'imposition. Toutefois, ils ne peuvent apporter l'allègement fiscal voulu à une personne n'ayant pas un revenu suffisant pour absorber la totalité du crédit d'impôt. Abstraction faite de toute considération budgétaire, les crédits d'impôt remboursables pourraient être privilégiés car ils permettent le *transfert en espèces* d'une fraction qui ne peut venir en déduction de l'impôt dû.

L'instauration de taxes liées à l'environnement peut rendre l'adoption de mesures compensatoires particulièrement indispensable pour certaines catégories de ménages. Dans une optique d'efficience, il faut que les mesures compensatoires en direction d'un groupe donné visent directement les facteurs qui sont à l'origine des problèmes d'équité.

L'exemple de certains pays membres montre que les effets régressifs consécutifs à l'application de taxes liées à l'environnement sont souvent amortis si les recettes servent à réduire d'autres impôts, notamment sur le revenu. Ces réductions peuvent alors être axées sur des catégories à faibles revenus. Dans d'autres cas, les aspects distributifs ont été complètement éludés, ou sont intervenus à un stade trop avancé du processus et traités au coup par coup. Cette situation risque de susciter une large contestation et de compromettre l'efficacité des mesures environnementales, en faisant supporter à la collectivité des coûts injustifiés.

Pour assurer la prise en compte judicieuse des aspects distributifs, les pays membres devraient envisager d'intégrer ces préoccupations au processus de décision. Certains ont d'ailleurs adopté des *dispositifs institutionnels* à cet effet, en constituant par exemple des groupes de travail ou comités spécialisés. D'autres ont expressément élaboré des *documents d'orientation* à l'intention des décideurs.

Notes

1. Poterba (1990) donne des arguments en faveur de l'utilisation des dépenses annuelles courantes des ménages, au lieu du revenu annuel courant, dans le dénominateur d'une mesure de la part du budget consacrée à des produits soumis à une taxe environnementale. Le montant annuel dépensé par les ménages serait plus susceptible que le revenu annuel courant de rendre compte de la capacité de payer dans l'optique d'une mesure du revenu sur toute la vie. Voir également Pearson (1992) pour un examen des aspects en jeu dans l'interprétation de l'analyse de distribution avec classement des ménages en fonction du total des dépenses et non du total des revenus.
2. Il ne s'agit cependant pas de relater l'ensemble des études sur les effets redistributifs des taxes liées à l'environnement.
3. Le phénomène est notamment étudié par Bork (2003), qui constate que tout bien considéré, les effets de la réforme fiscale verte sont légèrement régressifs. Toutefois, Smith (1998) fait valoir que l'utilisation des recettes pour réduire l'impôt sur le revenu peut avoir un effet fortement régressif.
4. Voir, par exemple, Mohai et Bryant (1992a), Yandle et Burton (1996) et Hamilton et Viscusi (1999).
5. Les taux d'imposition optimaux sont brièvement évoqués dans le chapitre 2.
6. La « précarité énergétique » renvoie à une situation dans laquelle un ménage doit consacrer au chauffage plus de 10 % de son revenu pour obtenir une température satisfaisante.
7. Il peut s'agir, par exemple, de personnes (âgées) disposant d'un patrimoine considérable.
8. Pour les effets distributifs de la réforme fiscale verte, voir également Schwermer (2003).

Chapitre 8

Coûts administratifs

Plusieurs instruments économiques peuvent assurément être mis au service de la politique environnementale pour un coût administratif relativement faible, tant pour les pouvoirs publics que pour les entreprises ou ménages touchés. Par exemple, des taxes sur les produits pétroliers applicables à un petit nombre de raffineries et de dépôts seraient assez faciles à administrer et à faire respecter¹. En Allemagne, les coûts administratifs de la réforme fiscale verte représenteraient 0.13 % seulement des recettes complémentaires obtenues – voir Deutscher Bundestag (2002). Ce pourcentage est jugé très faible, ne serait-ce que par rapport aux coûts administratifs de l'impôt sur le revenu dans ce pays.

Les taux des taxes en question peuvent être relevés, et suivre de plus près l'impact sur l'environnement des différents produits visés, moyennant une hausse très faible (voire nulle) des coûts administratifs, notamment parce qu'il n'est pas nécessaire en principe de mettre en place de nouveaux mécanismes de recouvrement, etc.

Il ressort d'une étude consacrée à la redevance sur le trafic des poids lourds liée aux prestations (RPLP, proportionnelle au poids total en charge et à la distance) en Suisse – OCDE (2005a) – que les coûts administratifs peuvent être maintenus à un niveau relativement bas si le nombre d'assujettis est important². L'encadré 8.1 fait apparaître le même constat pour le prélèvement sur les sacs plastiques instauré par l'Irlande en 2002.

Encadré 8.1. La taxe sur les sacs plastiques en Irlande

Comme indiqué dans la section 6.5, les sacs plastiques sont soumis à une taxe (« PlasTax ») de 0.15 EUR en Irlande depuis 2002.

Du point de vue administratif, on a dans un premier temps considéré qu'il était plus efficient de faire payer cette taxe par les producteurs et les importateurs de sacs plastiques, de façon notamment à limiter le nombre d'entités visées. Toutefois, les producteurs irlandais ont fait valoir que le taux envisagé représentait 1 500 % environ du prix net d'impôt des sacs, d'où un risque de contrebande. Du point de vue environnemental, l'idée a aussi été avancée que le prélèvement d'une taxe au point de vente était plus susceptible de dissuader les consommateurs d'utiliser des sacs plastiques.

Ces objections, entre autres arguments, expliquent que la taxe soit prélevée à quelque 5 000 points de vente, d'après Lamb et Thompson (2005). Chaque détaillant doit en répercuter intégralement le montant sur le consommateur – et les autorités locales y veillent.

Pour limiter les coûts administratifs encourus, l'administration douanière et fiscale du pays (Irish Office of the Revenue Commissioners) a imaginé une solution consistant à intégrer le recouvrement de cette taxe à celui de la TVA. Ce choix, selon Convery et al. (2005), s'est traduit par un coût de démarrage avoisinant 1.2 EUR par point de vente et des coûts administratifs annuels de l'ordre de 350 000 EUR. Le surcoût administratif pour la grande distribution serait plus que compensé par les économies réalisées sur les achats de sacs de caisse et par les ventes supplémentaires de sacs poubelles.

En Pologne, il existe un système très complet de *redevances* d'environnement. Les montants sont intégralement recouverts par les autorités régionales puis redistribués, essentiellement au profit des fonds régionaux et du fonds national pour l'environnement. Les redevances sont calculées par les entreprises visées et doivent être versées aux comptes des administrations régionales. Il incombe à celles-ci de vérifier l'exactitude des calculs et la conformité avec les échéances de paiement. Les fonds régionaux et le fonds national, indépendants et à but non lucratif, assurent le financement de projets à visée environnementale, conformément aux priorités définies par la politique d'environnement du pays, principalement sous la forme de prêts assortis de conditions libérales.

Le total des coûts de fonctionnement supportés par les fonds régionaux (personnel salarié, location de bureaux, etc.), englobant le recouvrement des redevances et l'évaluation des projets environnementaux, oscille entre 0.8 et 4.5 % des recettes perçues (soit 1.9 % en moyenne), alors que le pourcentage ne dépasse pas 0.9 % pour le fonds national³.

Toutefois, les taxes liées à l'environnement (et les systèmes de droits d'émission négociables) passent souvent par un grand nombre de « mécanismes » qui tendent à élever les coûts administratifs. Or ces mécanismes répondent souvent à des préoccupations sans rapport avec l'environnement, telles que la compétitivité ou la répartition des revenus.

C'est ainsi qu'au Royaume-Uni, la stratégie faisant intervenir un prélèvement au titre du changement climatique (Climate Change Levy, CCL), des accords de protection du climat (Climate Change Agreement, CCA) et l'échange de permis d'émission de CO₂ s'est traduite par des coûts administratifs non négligeables, pour les pouvoirs publics comme pour les entreprises/secteurs intéressés – voir OCDE (2005b).

Dans le même ordre d'idées, l'association de la taxe énergétique et d'accords sur l'efficacité énergétique au Danemark a tout d'abord entraîné des coûts administratifs très élevés – voir OCDE (2003a) – car les entreprises visées devaient faire réaliser des audits d'efficacité énergétique par des experts indépendants. Ces audits ne sont cependant plus exigés depuis 2000.

Aux Pays-Bas, le système de comptabilité des éléments minéraux (MINeral Accounting System – MINAS) s'est également avéré fort coûteux au plan administratif, étant donné la complexité du calcul des excédents d'éléments nutritifs à l'échelle de l'exploitation, comme l'indique le document OCDE (2005d)⁴.

Dans l'optique du troisième plan d'action pour le milieu aquatique au Danemark, plusieurs instruments fiscaux possibles, présentant parfois les mêmes caractéristiques environnementales que le MINAS, ont fait l'objet d'analyses approfondies. Aucun n'a été finalement inclus dans le plan d'action convenu. Larsen (2004) laisse toutefois supposer qu'on pourrait maintenir le coût administratif de tels instruments à un niveau bien moins élevé qu'aux Pays-Bas en calculant l'excédent d'éléments nutritifs à l'échelle du secteur et non à celle des exploitations. Il faudrait alors *taxer les apports d'azote*, sous forme d'aliments pour animaux et d'engrais commerciaux, au stade de la vente à l'agriculture, en permettant aux vendeurs de répercuter la taxe sur le prix des produits, et *rembourser les personnes qui achètent à l'agriculture*, étant entendu que ce remboursement reviendra en amont à l'agriculture. Administrativement, des gains très importants seraient à prévoir si le prélèvement de la taxe et son remboursement intervenaient en dehors de l'exploitation, tandis que les effets environnementaux de l'instrument demeureraient inchangés.

L'examen ci-dessus amène à conclure qu'un arbitrage doit souvent être opéré entre l'ampleur des coûts administratifs et l'instauration d'un dispositif « équitable » ou « politiquement acceptable ».

Autre enseignement important, c'est dans les menus détails que surgissent les difficultés : les modalités d'une taxe peuvent être lourdes de conséquences pour les coûts administratifs et pour l'efficacité environnementale. Les nouvelles technologies de l'information et des communications peuvent sans doute apporter des solutions moins coûteuses pour le suivi et l'application de certains types de taxes, droits ou redevances liés à l'environnement dans les années à venir, et/ou des formes de transfert plus économiques, etc.

Certains pays ont étudié de près les *coûts administratifs que font peser sur les entreprises* diverses exigences d'information prévues par la législation applicable à la fiscalité – et parfois à d'autres domaines. En témoigne l'exemple du Danemark – où le gouvernement s'est donné pour objectif de réduire la charge administrative totale supportée par les entreprises de 25 % entre 2001 et 2010. L'Agence danoise pour le commerce et l'industrie – Danish Commerce and Companies Agency (2005) – indique que l'ensemble des frais administratifs liés à la fiscalité a représenté près de 8 milliards DKK (soit approximativement un milliard EUR) pour les entreprises en 2004⁵. Un quart environ a été attribué aux réglementations relatives à des taxes indirectes. Le poids de ces taxes indirectes correspondait pour la moitié à la législation douanière (650 millions DKK) et à la loi sur la TVA (350 millions DKK).

Quatre taxes liées à l'environnement font peser sur les entreprises une charge administrative de l'ordre de 20 millions DKK au moins à l'échelle nationale : le droit d'immatriculation des véhicules à moteur (78.2 millions DKK), le droit sur certains récipients utilisés dans la grande distribution (34 millions DKK), la taxe sur les véhicules à moteur calculée en fonction du poids (21.5 millions DKK) et la redevance routière (19.6 millions DKK). À titre de comparaison, les recettes générées par ces taxes ont atteint respectivement 16.8, 0.6, 8.3 et 0.4 milliards DKK en 2004.

Le droit d'immatriculation des véhicules à moteur entraîne une charge administrative pour quelque 1 400 importateurs et revendeurs de véhicules à moteurs. L'immatriculation proprement dite des véhicules pèse semble-t-il très lourd – qu'elle fasse ou non l'objet d'une taxe.

Le droit sur certains récipients utilisés dans la grande distribution s'applique à quelque 4 350 entreprises qui produisent ou utilisent ces récipients. La charge administrative tient pour l'essentiel à la nécessité de fournir une description détaillée de l'emballage pour chaque produit. La base de données OCDE/AEE sur les instruments au service de la politique environnemental recense 24 articles dans cette catégorie, selon le volume de l'emballage et le type de matériau utilisé.

La charge administrative pesant sur les entreprises du fait de certaines taxes indirectes a été également étudiée, selon la « méthode des coûts standards », dans le cas de la Norvège – Oxford Research (2005). En termes absolus, les coûts s'avèrent les plus élevés pour la taxe annuelle sur les véhicules (29 millions NOK, soit environ 3.7 millions EUR), la taxe sur la consommation d'électricité (17 millions NOK), la taxe sur l'importation de véhicules à moteur (8 millions NOK) et la taxe annuelle sur les véhicules modulée en fonction du poids (3 millions NOK).

En pourcentage des recettes générées, les entreprises ont eu à supporter les coûts administratifs les plus élevés pour la taxe sur le trichloréthane et le tétrachloréthane (1.76 %) et la taxe annuelle sur les véhicules modulée en fonction du poids (1 %). On ne

s'étonnera pas que la taxe sur le trichloréthane et le tétrachloréthane arrive en tête, car elle vise explicitement à modifier les comportements – et non à générer des recettes de quelque importance (moins de 1 million EUR en 2004).

L'étude montre que les coûts administratifs encourus par les entreprises représentent environ 0.003 % du montant des recettes produites pour l'accise sur l'essence et 0.01 % pour la taxe sur le gazole. Le pourcentage est *relativement* élevé pour la taxe sur le soufre (0.59 %) et la taxe sur les récipients de boisson (0.45 %), alors qu'il est relativement faible pour la taxe sur le traitement final des déchets (0.07 %). À titre de comparaison, il a été estimé à 0.66 % dans le cas de la TVA.

Une étude comparable a été réalisée en Suède pour certaines taxes – voir NUTEK (2005)⁶. Il s'agissait notamment d'examiner les lois sur deux taxes liées à l'environnement : la taxe sur les déchets et la taxe sur l'énergie⁷.

Quelque 250 entreprises sont visées par la taxe sur les déchets, qui a produit approximativement 750 millions SEK (75 millions EUR environ) en 2004. Les coûts administratifs ont été estimés à 1.9 millions SEK – soit 0.25 % des recettes obtenues⁸.

Sont directement soumises aux exigences d'information découlant de la loi sur la taxe énergétique environ 1 150 entreprises, qui supportent pour s'y conformer des coûts administratifs estimés à 22.6 millions SEK. Le produit total de la taxe énergétique étant de l'ordre de 55 milliards SEK, le rapport coûts-recettes s'établit à 0.04 %.

Notes

1. La place de choix accordée aux taxes sur les carburants automobiles en Turquie tient probablement en partie aux avantages administratifs de ces taxes.
2. En Allemagne, un système de tarification routière plus « évolué » applicable aux poids lourds a pris effet en 2005, avec beaucoup de retard, après s'être heurté à de sérieux problèmes de mise en pratique.
3. Du fait que ces chiffres englobent la gestion des activités de financement des fonds, ils ne sont pas directement comparables avec ceux qui se rapportent à la réforme fiscale verte de l'Allemagne.
4. Les coûts du calcul des excédents d'éléments nutritifs à l'échelle de l'exploitation s'inscrivaient dans une démarche environnementale. L'étude sur la question – OCDE (à paraître, a) – montre cependant que le MINAS était associé à plusieurs autres moyens d'intervention allant généralement de pair avec des coûts administratifs non négligeables – sans améliorer sensiblement l'efficacité environnementale globale de la panoplie d'instruments.
Le MINAS n'est plus appliqué depuis le 1^{er} janvier 2006 – la Cour européenne de justice ayant considéré que les Pays-Bas n'obéissaient pas à la Directive « nitrates » de l'UE.
5. L'étude s'est appuyée sur la « méthode des coûts standards » élaborée aux Pays-Bas dans les années 90. L'accent est mis sur les coûts supportés par les entreprises pour extraire, expliciter, stocker, rendre accessible ou faire connaître toutes sortes d'informations conformément aux obligations définies dans des textes de loi. À partir d'entretiens approfondis, on estime le temps nécessaire à une entreprise « normalement efficiente » pour répondre aux différentes obligations. Pour obtenir des estimations à l'échelle nationale, il faut prendre en compte le nombre d'entreprises soumises (à des degrés divers) à une réglementation donnée – et calculer un coût horaire.
6. L'étude de l'Agence suédoise pour la croissance économique et régionale – NUTEK (2005) – contient des estimations très détaillées des coûts liés à l'ensemble des informations exigées par les lois en question.
7. La loi sur la taxe énergétique englobe plusieurs taxes spécifiques décrites en détail dans la base de données OCDE/AEE sur les instruments au service de la politique environnementale.
8. Le rapport coûts-recettes de la taxe sur les déchets est apparemment un peu plus élevé en Suède qu'en Norvège, mais – bien que les deux études soient fondées sur la « méthode des coûts standards » – on n'a pas cherché ici à voir si les chiffres se prêtaient à des comparaisons directes.

Chapitre 9

Efforts de sensibilisation du public

Une taxe liée à l'environnement semble d'autant mieux acceptée que le grand public est sensibilisé au problème d'environnement à résoudre. Par exemple, un large débat sur la pollution par les sacs plastiques a précédé l'instauration de la « PlasTax » en Irlande. En Suisse, les nuisances engendrées par le trafic transalpin de camions ont été sérieusement mises en cause pendant des années avant que soit appliquée la redevance poids lourds liée aux prestations (RPLP) en 2001.

Il s'agissait de problèmes d'environnement directement, et immédiatement, perçus par une grande proportion de la population. *Peut-être* est-il plus difficile de faire accepter des instruments axés sur des aspects dont les effets ne se font pas sentir de façon aussi directe sur le grand public – tels que le changement climatique, la destruction de la couche d'ozone ou l'eutrophisation d'eaux lointaines¹.

Un projet baptisé PETRAS a été axé sur les attitudes des entreprises et du grand public envers les réformes fiscales vertes – consistant à accroître les taxes liées à l'environnement tout en réduisant d'autres taxes, notamment sur le travail – dans cinq États membres de l'UE (Allemagne, Danemark, France, Irlande et Royaume-Uni)². Il ressort que ces réformes peuvent rencontrer un certain nombre d'écueils, qui tiennent non pas tant à une hostilité ouverte vis-à-vis des taxes liées à l'environnement qu'à une difficulté de compréhension des principes mêmes qui les sous-tendent. Les entretiens avec des responsables du secteur privé mettent aussi en évidence des problèmes du même ordre.

Ce projet a révélé un *manque de confiance* dans les engagements pris par les pouvoirs publics concernant l'utilisation des recettes. La logique qui veut que l'alourdissement de la fiscalité énergétique aille de pair avec une baisse de la fiscalité du travail s'avère également difficile à *appréhender*. S'ajoutent des problèmes de *visibilité* des réductions opérées sur d'autres taxes. Ainsi, en Allemagne et au Danemark, les administrés ont eu conscience d'avoir à payer des taxes énergétiques plus élevées, alors qu'ils se sont rarement rendu compte de la baisse des prélèvements sociaux. Le souhait que des mesures incitatives accompagnent les pénalités a été également exprimé.

Autrement dit, mieux vaut « préparer le terrain » pour de futurs instruments en apportant au public des informations *fondées* et *ciblées* sur les causes et les répercussions des problèmes d'environnement visés. Inutile de dramatiser : cela ne ferait que jeter la suspicion sur les informations fondées qui pourraient être fournies par la suite.

En outre, la finalité d'une nouvelle taxe, ou du relèvement du taux d'une taxe en vigueur, doit être précisée d'emblée, surtout si l'on entend lutter contre un problème de pollution donné, et non générer des recettes publiques. C'est la démarche qui a prévalu pour la taxe sur les sacs plastiques en Irlande (voir encadré 8.1) : une campagne tous azimuts a bien montré que le but était d'éviter que l'abandon de sacs plastiques ne dégrade le paysage irlandais.

Les taxes environnementales se heurtent à l'opposition des parties prenantes pour diverses raisons telles que la perte de compétitivité, une diminution des bénéfices ou, éventuellement, un effet régressif sur les revenus. À l'évidence, l'instrument envisagé sera

d'autant plus acceptable politiquement qu'il paraîtra « juste ». Pour une large part, les considérations d'équité mettent en avant les effets supposés sur la compétitivité sectorielle et/ou les répercussions négatives sur les ménages à bas revenus. Les décideurs devraient plutôt renvoyer le débat sur l'équité vers ceux qui contribuent le plus au problème – et faire mieux comprendre que tout instrument applicable à un problème donné est appelé à avoir des effets (positifs ou négatifs) sur la répartition des revenus³.

L'adhésion du public à diverses mesures fiscales « favorables » – régime fiscal préférentiel réservé aux solutions les moins préjudiciables ou les plus anodines pour l'environnement – est en général relativement forte. Dans le cas de la modulation des taux selon la teneur en soufre des carburants, ou selon que l'essence est plombée ou non, par exemple, on a pu dégager une convergence de vues en associant tous les « acteurs » concernés au processus de décision, moyennant une concertation formelle élargie et/ou une participation aux comités ou groupes de travail chargés de concevoir de nouveaux instruments.

Les commissions faisant appel à différents services ministériels (chargés des questions financières, par exemple) – semblent avoir trouvé un écho favorable auprès du public. On peut également citer le mécanisme du « feebate », par lequel un véhicule est soumis à une taxe ou donne droit à une subvention selon qu'il offre un rendement énergétique médiocre ou satisfaisant. L'octroi de subventions au titre de la solution la moins préjudiciable risque cependant de faire augmenter (légèrement) le parc automobile. Le financement d'éventuelles subventions est également problématique – le produit des taxes sur les solutions les plus dommageables aurait aussi pu servir à réduire des taxes provoquant des distorsions dans d'autres secteurs économiques.

Bien entendu, cet aspect serait encore plus important pour toute mesure « positive » consistant simplement à réduire la taxation des solutions « anodines », sans alourdir celle qui frappe les plus préjudiciables. On peut citer l'amortissement accéléré des biens d'équipement respectueux de l'environnement, les crédits d'impôt au titre de certaines dépenses environnementales, etc.

De façon générale, on peut favoriser l'acceptation politique en suscitant – dans la mesure du possible – une compréhension identique du problème à résoudre, de ses causes et de ses effets, sans oublier les prolongements des instruments susceptibles d'y remédier. L'information *fondée* et *ciblée* du public – notamment par la publicité, les ouvrages sur papier et les bases de données en ligne – fait partie des moyens d'action dans ce sens. Pour dégager une convergence de vues, on peut aussi associer les ministères sectoriels compétents et autres « acteurs » concernés au processus de décision, moyennant une concertation formelle élargie et/ou une participation aux comités ou groupes de travail chargés de concevoir de nouveaux instruments⁴.

Les commissions constituées à cette fin peuvent compter des représentants de différents ministères (finances, environnement, énergie, industrie et agriculture, par exemple), des secteurs économiques intéressés (agriculture, énergie, transports, industrie, etc.) et d'ONG environnementales, ainsi que des experts techniques. Ces « commissions fiscales vertes » contribuent à asseoir la légitimité des changements aux yeux du public et des spécialistes. Établies généralement pour plusieurs années, elles peuvent mener à bien leurs travaux dans des conditions propices à la confiance et au dialogue. Lorsqu'une réforme fiscale est adoptée, ces commissions peuvent aussi jouer un rôle dans le suivi et l'évaluation de sa mise en œuvre⁵.

L'adhésion du public pourrait aussi être renforcée si on procède par étapes. En particulier, dès lors qu'une taxe liée à l'environnement est entrée en vigueur, il est possible d'en relever progressivement le taux, d'en élargir la portée puis d'y ajouter peu à peu de nouvelles taxes. C'est ainsi qu'en Finlande, le taux de la taxe sur le CO₂ est passé de 24.5 à 374 FIM par tonne entre 1990 et 1998; cette taxe, initialement limitée à la production de chaleur et d'électricité, a été ensuite étendue aux transports et au fioul. Au Danemark, la taxe sur le CO₂ instaurée en 1992 a été suivie par un programme énergétique (1995-2002) prévoyant une augmentation progressive de la taxe.

En Allemagne, la « réforme fiscale verte » lancée en 1999 s'est traduite par des augmentations annuelles significatives des taux pour un certain nombre de taxes. Des campagnes publicitaires novatrices ont été menées sur divers supports pour faire mieux percevoir au public la raison d'être de la réforme et les répercussions à prévoir.

Au Royaume-Uni, dans le cadre de la taxe sur la mise en décharge, le taux applicable aux déchets non inertes fait l'objet d'une hausse étalée sur plusieurs années – qui va bien au-delà des externalités estimées imputables à la mise en décharge. Toutefois, la sensibilisation du public entre probablement moins en jeu, car cette taxe passe pratiquement inaperçue⁶.

On pourrait objecter à l'idée d'une augmentation échelonnée de la taxe – par opposition à une hausse plus forte en une fois – le risque d'avoir à mener chaque année une nouvelle « lutte » politique. Il est à craindre – ce n'est cependant pas inéluctable – que la répétition de ces débats n'alimente la contestation suscitée par la réforme.

La suite de l'examen, dans la section 10.6, montre que si le « bâton » (la taxe) ne peut se passer de « carotte » pour recueillir l'assentiment du public à une nouvelle taxe, il faut peut-être envisager d'accroître simultanément des dépenses plus « consensuelles » – sans établir un lien juridiquement contraignant entre les recettes fiscales et les dépenses à venir.

Comme indiqué précédemment, faire accepter une (nouvelle) taxe liée à l'environnement ne va pas de soi car beaucoup sont prompts à oublier la « compensation » accordée, le cas échéant, sous la forme d'une baisse d'autres taxes. Quelques années après l'instauration d'une nouvelle taxe énergétique, par exemple, rares seront ceux qui se souviendront de l'éventuelle réduction de l'impôt sur le revenu ou des cotisations de sécurité sociale.

Au Canada, bien qu'elle ne soit pas à proprement parler liée à l'environnement, la taxe sur les produits et services (TPS) a posé un problème comparable lorsqu'elle est entrée en vigueur il y a quelques années. Les autorités ont opté pour une mesure « visible » d'allègement de l'impôt sur le revenu des particuliers, à savoir le « crédit pour TPS ». Le crédit pour TPS a été mis en place pour que les familles ayant des revenus annuels inférieurs à 30 000 CAD soient avantagées par le nouveau régime de taxe sur les ventes. Il s'agit d'un crédit d'impôt remboursable⁷, calculé en fonction de la taille et du revenu de la famille. Le paiement s'établit à 650 CAD pour un couple marié avec deux enfants, diminue lorsque le revenu familial net dépasse 27 749 CAD et cesse d'être accordé au-dessus de 40 749 CAD.

L'existence du crédit pour TPS est rappelée aux contribuables à plusieurs reprises dans l'année. Premièrement, pour en bénéficier, il faut remplir une déclaration d'impôt sur le revenu. Le crédit pour TPS fait l'objet d'une rubrique distincte du formulaire qui lui donne une certaine visibilité. Deuxièmement, il est versé en quatre fois. Troisièmement, les informations sur cette disposition fiscale sont largement mises à la disposition de tous. Même si les données empiriques font défaut, les moyens déployés ont semble-t-il réussi à susciter et à maintenir le soutien du public en faveur de la TPS.

Notes

1. Thalmann (2004) étudie les raisons pour lesquelles les électeurs suisses ont rejeté en 2000 trois projets de taxes visant à limiter les émissions de CO₂. Selon lui, peu d'entre eux prêté attention aux spécificités des projets. Dans ce cas, leur préférence est allée aux taux les moins élevés pour des taxes dont les recettes étaient préaffectées à un large éventail de subventions. La perspective d'un impact direct favorable sur l'emploi en cas de réforme fiscale verte édulcorée n'a été ni perçue ni appréciée.
2. Voir PETRAS (2002) pour de plus amples informations. Pour une discussion récente des réponses politiques et sociales à la réforme de la taxe environnementale dans plusieurs pays européens, voir *Energy Policy* (2006).
3. Pour ne citer qu'un exemple, des normes de qualité thermique des bâtiments plus rigoureuses risquent fort d'exclure les ménages à faibles revenus de logements relativement peu coûteux, où ils pourraient (en principe) compenser la faible température intérieure en se vêtant plus chaudement.
4. Pour un examen approfondi de la participation des acteurs concernés à une réforme fiscale écologique, en particulier dans le cas des pays en développement, voir OCDE (2005e).
5. À la suite d'une recommandation formulée par l'OCDE – OCDE (2005h) – la France a récemment mis en place une « commission fiscale verte ».
6. Pour les ménages, les coûts liés à cette taxe sont confondus avec ceux de la taxe d'habitation (council tax). Il est prévu de relever les taux de 3 GBP par an pour les porter à 35 GBP par tonne de déchet non inerte – afin que le Royaume-Uni réponde aux obligations prévues par la directive de l'UE sur la mise en décharge.
7. Pour de plus amples précisions, voir la section 7.3.

Chapitre 10

Les taxes liées à l'environnement utilisées en association avec d'autres instruments

10.1. Introduction

Pour tenter de remédier à un problème environnemental, les taxes liées à l'environnement sont rarement utilisées seules, mais le plus souvent en association avec une ou plusieurs autres catégories d'instruments, comme les réglementations directes, les subventions, les systèmes d'étiquetage, les accords négociés, etc. L'OCDE étudie depuis quelque temps déjà les effets de telles combinaisons d'instruments sur l'efficacité environnementale et l'efficience économique – par comparaison avec la mise en œuvre d'un seul instrument par objectif visé. Les travaux en cours doivent notamment permettre de déterminer quelles sont concrètement les interactions entre les différents instruments appliqués. Le présent chapitre présente plusieurs exemples d'associations d'instruments et met en évidence certaines des principales conclusions que ces travaux ont permis de dégager¹.

Appliqué au processus d'élaboration des politiques, le dicton « faire d'une pierre deux (ou plusieurs) coups » revient à dire qu'un seul et même instrument devrait permettre de poursuivre simultanément plusieurs objectifs. Les manuels d'économie doutent généralement qu'une telle stratégie soit valable – et ce depuis la publication, en 1952, de l'ouvrage de Jan Tinbergen « On the Theory of Economic Policy », selon lequel il doit y avoir *autant d'instruments d'action que d'objectifs fixés*².

Certes, en cas d'application simultanée de plusieurs instruments, l'un peut aider au bon fonctionnement de l'autre, mais l'utilisation d'un seul instrument par objectif peut conduire à des redondances – et entraîner, par exemple, des coûts administratifs superflus – tandis que l'instauration d'un nouvel instrument risque de perturber le fonctionnement du ou des instrument(s) en vigueur.

10.2. Les taxes associées à des instruments réglementaires

Pour beaucoup d'entre elles, les taxes liées à l'environnement sont associées à un ou plusieurs instruments réglementaires (à finalité environnementale) car, sous une forme ou sous une autre, ces derniers permettent d'apporter une réponse à la majeure partie des problèmes environnementaux. Quelques exemples sont donnés ci-après.

Un certain nombre de pays³ appliquent une taxe sur la teneur en soufre des carburants, et bon nombre de ces mêmes pays, ainsi que certains autres, différencient les taux appliqués afin d'inciter à abaisser la concentration en soufre (voir graphique 2.7). Ces instruments sont le plus souvent – voire systématiquement – combinés à des réglementations fixant une teneur maximale en soufre. Il semble peu probable *a priori* qu'il y ait des interactions fortes entre ces instruments, même si les réglementations risquent *dans une certaine mesure* de réduire la marge de manœuvre qu'offre normalement les instruments fiscaux. Le recours aux deux types d'instruments peut se justifier par le fait qu'une taxe sur la teneur en soufre applicable à (tous) les carburants peut constituer un instrument efficace et efficient pour contrôler les émissions *totales* d'oxydes de soufre – responsables pour partie des dommages dus à l'acidification, etc. – dans une vaste zone géographique, tandis que les réglementations sont mieux à même de remédier aux sources *locales* de forte pollution atmosphérique en lien avec des problèmes de santé humaine, etc.⁴.

Les taxes sur la mise en décharge des déchets sont toujours combinées à différentes réglementations fixant des seuils pour certains types de déchets (en volume). *Par exemple*, selon la Directive de l'Union européenne concernant la mise en décharge des déchets, les volumes de déchets municipaux pouvant être mis en décharge dans la plupart des États membres en 2006, 2009 et 2016 ne peuvent excéder respectivement 75 %, 50 % et 35 % des quantités mises en décharge en 1995 dans chacun de ces pays⁵. Certains pays, comme les Pays-Bas, interdisent purement et simplement la mise en décharge de tout déchet combustible.

La raison d'un tel choix n'est pas claire. Si le niveau des taxes est suffisant pour internaliser toutes les externalités négatives associées à la mise en décharge – et si ces taxes entraînent à *la marge* un transfert de charges vers les ménages et les autres générateurs de déchets – on ne voit guère comment justifier d'un point de vue économique que des seuils soient également fixés pour les quantités susceptibles d'être mises en décharge.

Il peut cependant être utile d'associer réglementations et instruments économiques lorsque, pour une raison ou pour une autre, ces instruments n'ont pas d'impact significatif ou sont difficiles à mettre en œuvre en pratique. Par exemple, si les taxes sur la mise en décharge ne fournissent pas d'incitations à réduire les émissions dues aux déchets déjà en décharge, il est en revanche particulièrement utile d'instaurer des réglementations réduisant, entre autres, les écoulements vers les eaux souterraines et les émissions de méthane.

Si, de façon plus générale, les taxes conviennent souvent mieux dès lors qu'il s'agit de prendre en compte l'utilisation totale d'un produit ou d'un service donné, ou bien de choisir entre différents types de produits présentant des caractéristiques environnementales diverses, elles peuvent être moins adaptées – entre autres, pour des raisons de suivi et de contrôle de leur application – pour vérifier *comment*, *où* et *quand* un produit donné est utilisé. Dans la mesure où, du point de vue de l'environnement, le résultat final dépend également de ces différents éléments – et dans la mesure où il est plus facile de suivre et de contrôler la bonne application d'une réglementation – il peut effectivement être judicieux de combiner taxe et réglementation.

Néanmoins, il existe toujours un *risque* que les instruments réglementaires *ne restreignent inutilement la marge de manœuvre* que peut offrir aux pollueurs une taxe liée à l'environnement (ou un système de permis négociables) en leur permettant de trouver les solutions les moins onéreuses pour remédier au problème concerné. En effet, les interactions entre les instruments associés seraient dans ce cas négatives. En conséquence, à partir du moment où l'on envisage l'instauration d'une taxe liée à l'environnement, il conviendrait de vérifier soigneusement si certaines dispositions des réglementations existantes ne donnent pas lieu à redondance.

10.3. Les taxes associées à des systèmes de permis négociables⁶

L'application concomitante de permis négociables et d'une taxe marginale, c'est-à-dire d'une taxe par unité d'émission comme la taxe sur le dioxyde de carbone, ne sera en rien bénéfique pour l'environnement tant que la demande de permis restera supérieure à l'offre au taux fixé pour cette taxe. Étant donné que les émissions totales correspondent au nombre de permis alloués, la taxe marginale n'aura une incidence que sur la répartition de la réduction des émissions au sein du système d'échange. Dans ce cas, d'un point de vue environnemental, rien ne justifie l'instauration d'un dispositif combinant taxes et permis négociables.

D'autres arguments militent toutefois en faveur de l'association de permis négociables et de taxes liées à l'environnement. En effet, instaurer des taxes pourrait notamment avoir pour avantage de permettre de :

- réduire les incertitudes sur les coûts de mise en conformité;
- sanctionner les contrevenants; et
- capter en partie les rentes injustifiées dues à la création des permis.

Si le deuxième point (pénalités pour non-respect de la réglementation) ne relève pas à proprement parler de la taxation, son lien étroit avec les deux autres points justifie qu'il soit abordé dans le cadre de ce débat. Ces trois motifs – qui ne s'excluent pas mutuellement – seront examinés ci-après.

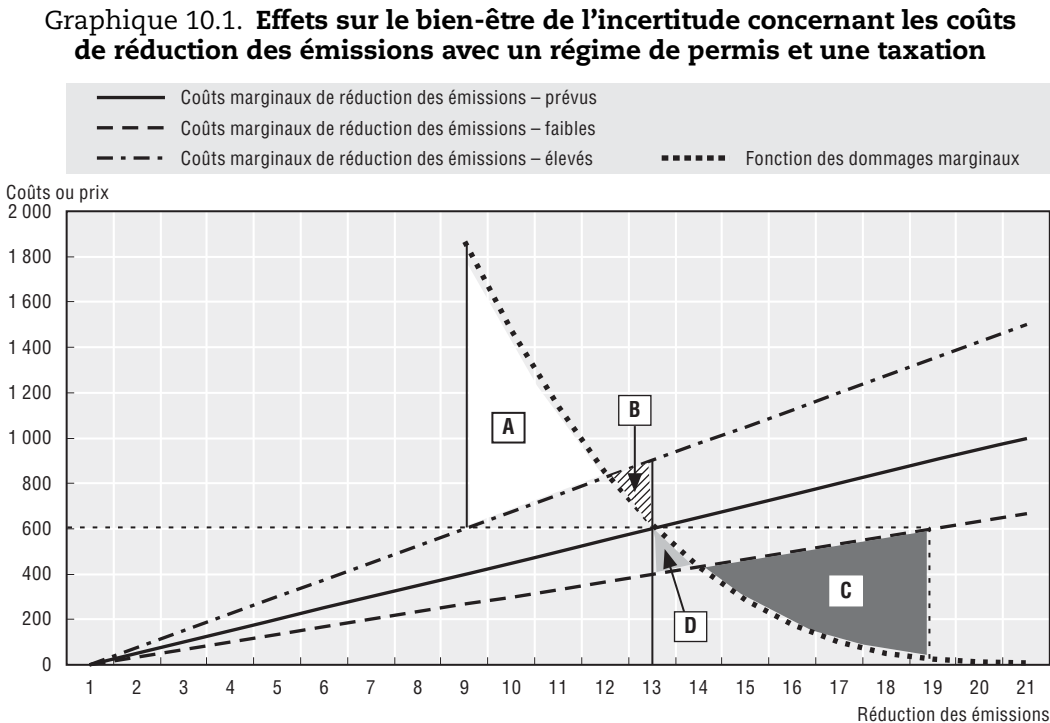
10.3.1. Utilisation de taxes pour réduire l'incertitude sur les coûts de mise en conformité

On sait depuis bien longtemps qu'il est préférable de recourir conjointement à la taxation et à l'instauration d'un marché de permis (plutôt que de faire appel uniquement à l'une ou à l'autre). Roberts et Spence (1976) ont notamment démontré qu'il vaut mieux appliquer simultanément ces deux instruments en présence de :

- dommages non linéaires à l'environnement; et
- incertitudes sur les coûts de réduction des émissions.

Ces deux conditions étant probablement valables dans un grand nombre de cas, l'importance pratique de ce résultat ne fait guère de doute.

Le graphique 10.1 permet d'illustrer ce point. Supposons tout d'abord qu'une entreprise émet 20 unités de pollution. Si les atteintes à l'environnement augmentent brutalement, les conséquences sur le bien-être d'une sous-estimation ou d'une surestimation des coûts de



Source : OCDE (2003b).

réduction des émissions peuvent être considérables. Supposons maintenant qu'on instaure une taxe que l'on fixe à un niveau où les coûts marginaux supposés de réduction des émissions sont égaux aux dommages marginaux. Dans ce cas, la taxe s'élèverait approximativement à 600 USD par unité émise, puisque les émissions imputables à cette entreprise correspondent à 7 unités (20 moins 13). On pourrait aussi délivrer sept permis, le prix des permis étant équivalent au montant de la taxe.

S'il apparaît que le coût marginal de réduction des émissions est plus élevé que prévu, le niveau fixé pour la réduction des émissions sera trop élevé dans le cas d'un régime de permis d'émission et trop faible dans celui d'une taxe. *A contrario*, si le coût marginal de réduction des émissions s'avère plus faible que prévu, la réduction sera trop substantielle dans le cas d'un régime fiscal et insuffisante dans celui d'un régime de permis. Dans quel cas les pertes de bien-être sont-elles les plus importantes? Selon Roberts et Spence (1976), il est préférable d'opter pour le régime des permis dès lors que les dommages marginaux imputables aux émissions augmentent brutalement et de manière non linéaire.

Dans le graphique 10.1 – si le coût marginal de réduction des émissions est plus élevé que prévu, les pertes de bien-être sont plus importantes en cas de taxation (zone A) qu'en cas d'instauration d'un système de permis (zone B). Si, en revanche, les coûts sont plus faibles que prévu, ce constat est également vrai – la zone C est plus grande que la zone D. Lorsque les dommages marginaux dus aux émissions progressent rapidement, les avantages qu'apporte une certitude sur le niveau des atteintes à l'environnement sont supérieurs aux coûts associés à l'incertitude concernant les coûts de réduction des émissions. Naturellement, si les coûts marginaux de réduction des émissions augmentent brutalement (tout en étant incertains), mais que les dommages marginaux imputables aux émissions sont faibles, c'est l'inverse qui est vrai et, dans ce cas, il est préférable d'opter pour la taxation⁷.

Roberts et Spence (1976) font toutefois observer qu'un *régime hybride est une solution encore mieux adaptée*. En effet, en limitant l'incertitude sur le prix des permis via l'instauration de taxes ou subventions, on peut réduire les pertes potentielles de bien-être imputables à la sous-estimation ou surestimation, par l'autorité de réglementation, des coûts marginaux de réduction des émissions. Implicitement, de nombreux décideurs publics en sont bien conscients, puisqu'ils appliquent des taxes sur les émissions pour « plafonner » les prix potentiels des permis, alors qu'à l'inverse, aucun pays n'a encore recouru explicitement à des subventions pour imposer un prix plancher.

On parle dans ce cas d'argument fondé sur les paiements d'observance (« soupape de sécurité »)⁸. Le plafonnement du prix des permis constitue pour les autorités réglementaires un moyen de convaincre les entreprises et les ménages peu enclins à prendre des risques qu'il est souhaitable de mettre en place un régime de permis d'émission négociables. Au Danemark, cet argument a été explicitement invoqué par les pouvoirs publics pour fixer à 40 DKK (5.4 EUR)/tonne de CO₂ la pénalité applicable aux centrales électriques dans le précédent système d'échange.

Initialement, les propositions de directive de l'UE sur les échanges de droits d'émission de gaz à effet de serre plafonnaient le prix des quotas, pendant la première phase d'application (c'est-à-dire jusqu'en 2008), à 50 EUR/tonne d'équivalent dioxyde de carbone émise par les installations dont l'exploitant n'aurait pas restitué les quotas, et à 100 EUR/tonne pendant la seconde phase (CCE, 2001a). Néanmoins, la toute première proposition prévoyait également que la pénalité devait s'élever à deux fois le prix moyen du

marché si ce dernier dépassait le plafond fixé. Cette disposition a toutefois été supprimée dans un amendement ultérieur (CCE, 2002b)⁹, avec pour conséquence la transformation de la pénalité en prix plafond, ce qui n'aurait pas été le cas avec le premier système proposé. En réalité, la Commission a explicitement indiqué que l'objectif de cet amendement était d'apporter une certitude sur les prix¹⁰.

Au Royaume-Uni, la taxe sur les décharges est combinée à un système d'échange de droits de mise en décharge pour les déchets municipaux biodégradables. Cette taxe ne fonctionne cependant pas comme une « soupape de sécurité » en ce qui concerne le prix des échanges d'allocations. En cas de non-respect, le système d'échange prévoit au contraire des sanctions d'un montant non négligeable, qui s'ajouteraient à la taxe pour tout dépassement des quantités mises en décharge¹¹.

On pourrait aussi penser que dans le cas d'un programme d'échange de permis, la constitution d'une réserve prévisionnelle est aussi un moyen d'accroître la certitude sur les coûts. C'est ainsi que dans le cadre du programme d'échange d'allocations de SO₂ mis en place aux États-Unis, les autorités ont d'emblée retenu un quota de permis en vue de les mettre sur le marché si le prix avait atteint 1 500 USD (voir Tietenberg, 1998). En réalité, le prix des transactions n'a jamais approché ce niveau, mais certaines des estimations avancées ont été suffisamment élevées pour susciter des craintes quant aux coûts de mise en conformité. Ce dispositif présente toutefois un inconvénient, à savoir que le prix ne peut être plafonné que pour autant que la réserve existe – une demande excessive entraînant *de facto* une hausse des prix. Dès lors qu'on ne peut garantir les effets sur les prix, le système perd de l'intérêt en ce qui concerne la réduction de l'incertitude sur les coûts. Par ailleurs, l'existence d'une réserve de permis offre naturellement davantage de sécurité du point de vue de l'environnement, puisque, lorsque le prix plafond est lié à une taxe, les pouvoirs publics n'ont aucun contrôle direct sur les émissions.

10.3.2. Utilisation de taxes pour sanctionner le non-respect de la réglementation

Le non-respect de la réglementation peut également être sanctionné financièrement. L'approche adoptée relève alors d'une logique toute différente. Au lieu de servir de « soupape de sécurité », la taxe est censée avoir un rôle dissuasif. En plafonnant le prix des permis, elle permet à l'entreprise d'avoir un comportement stratégique légitime, tandis que la menace d'une sanction dissuade les comportements jugés préjudiciables et illégitimes. Par rapport au prix courant ou attendu des permis, la sanction est de ce fait beaucoup plus efficace que ne le serait une taxe envisagée comme prix plafond. À titre d'exemple, la pénalité fixée aux États-Unis dans le cadre du programme de permis échangeables de substances appauvrissant la couche d'ozone s'élève à 25 000 USD/kg.

L'optimalité de la sanction sera fonction du coût imposé par les procédures de suivi. Si l'on prend l'exemple du programme de réduction des émissions de SO₂ mis en œuvre aux États-Unis, où le suivi des émissions est assuré en temps réel, la probabilité de constater un non-respect de la réglementation est proche de 100 %¹². Néanmoins, si les procédures de suivi présentent des failles, il faudra relever le montant des pénalités pour que le dispositif soit véritablement dissuasif. La probabilité d'être pris en flagrant délit de non-respect des règles est corrélée négativement au niveau optimum de la pénalité.

Il faut par ailleurs prendre en compte les questions d'équité : dans la plupart des systèmes, par exemple, les pénalités doivent être « raisonnables » et « proportionnées » à l'importance de l'infraction. Il est certes possible d'améliorer les taux de respect de la réglementation en fixant le montant des pénalités à des niveaux « déraisonnables », mais

cette approche irait à l'encontre des principes d'équité appliqués dans la plupart des systèmes juridiques. Il est donc indispensable que les pénalités soient proportionnelles à la nature de l'infraction¹³.

Si leur montant est forfaitaire, les sanctions ne peuvent avoir à la fois un effet dissuasif sur les prix des permis et servir de prix plafond, puisque ces fonctions sont différentes (voir tableau 10.1, où sont comparés les pénalités et les prix des permis dans différents systèmes). Ces deux fonctions ne sont pas complémentaires, même si, en pratique, la distinction entre les deux est parfois ambiguë. Compte tenu de l'incertitude sur les coûts de réduction des émissions, qui ont conduit à un prix de transaction inférieur aux estimations avancées, la sanction peut finalement répondre davantage au premier objectif (effet dissuasif) qu'au second (servir de plafond), comme cela avait peut-être été l'intention initiale des autorités. C'est sans doute ce qui s'est passé dans le cas du programme américain d'attribution de quotas d'émission de SO₂, pour lequel le prix des permis a finalement été sensiblement inférieur aux prévisions. L'EPA (Agence fédérale pour la protection de l'environnement) avait en effet estimé le prix des permis à plus de 1 000 USD la tonne, alors que les transactions privées se sont faites à moins de 200 USD la tonne au milieu des années 90. Symétriquement, si le prix des permis se révèle supérieur au prix attendu, il risque d'être perçu plus comme un prix plafond que comme un instrument dissuasif.

Tableau 10.1. Prix des permis et pénalités appliquées dans plusieurs systèmes de permis négociables

	Prix des permis	Pénalité
États-Unis – pluies acides	125-225 USD par tonne en 2000-04 (www.epa.gov/airmarkets/trading/so2market/alprices.html)	2 000 USD par tonne ² (www.epa.gov/airmarkets/arp/regs/sec411.html)
États-Unis – substances détruisant la couche d'ozone	n.d.	25,000 USD par kg (Harrison, 1999)
États-Unis – NO _x	2-3 000 USD par tonne en 2004	Trois quotas par tonne émise au-delà du niveau fixé (www.epa.gov/airtrends/2005/ozonenbp.pdf)
Danemark – CO ₂	n.d.	40 DKK par tonne (Kitamori, 2002)
UE – programme de réduction des émissions de CO ₂	20-25 EUR par tonne, été 2005 ¹ (www.theipe.com)	40 EUR par tonne 2005-07, puis 100 EUR par tonne (UE, 2003a)

1. Pour l'heure, ce sont la liquidité du marché et le prix du carbone qui en subissent les effets car tous les nouveaux États membres de l'UE ne disposent pas encore de registres opérationnels, et le registre international des transactions n'est pas encore entré en fonction, ce qui limite l'instauration de crédits fondés sur le « mécanisme pour un développement propre » – et, par conséquent, les droits offerts. À partir de juin 2005, l'abandon généralisé du charbon au profit du gaz pour la production d'électricité explique aussi la fixation du prix des droits d'émission dans l'UE à environ 25 EUR/tonne de CO₂. À ce prix, la production d'électricité dépasserait théoriquement celle obtenue à partir de charbon. Toute hausse du prix du gaz entraîne immédiatement une augmentation du prix communautaire des droits d'émission. Cependant, en 2006, les prix des permis ont baissé significativement reflétant une surallocation de permis dès le départ.

2. Pénalité à laquelle s'ajoute une réduction d'un droit dans la dotation de l'année suivante.

Source : Données en partie tirées de OCDE (2003b).

Néanmoins, ce n'est pas simplement l'importance relative du montant à payer qui permet de distinguer entre les fonctions de taxe et de sanction. Dans certains cas, la sanction est volontairement imprécise. Ainsi, dans le système de certification de conformité instauré au Royaume-Uni, les pénalités applicables en cas de non-respect des règles peuvent atteindre 20 000 GBP, alors qu'en pratique, elles ont tournées autour de 3 250 GBP seulement (voir Salmons, 2001). La définition du niveau des pénalités fait appel à des notions telles que l'intentionnalité. De même, dans le cadre du programme RECLAIM en Californie, les

sanctions sont fixées « de façon discrétionnaire » (dans les limites définies) en fonction du motif de l'infraction et peuvent faire l'objet de recours. Cette incertitude *ex ante* signifie que même si les pénalités n'excèdent pas sensiblement le prix potentiel des permis, il est peu probable qu'elles servent effectivement de plafond – ou alors cet effet sera imprévisible.

Enfin, dans la mesure où de nombreuses pénalités comprennent des sanctions additionnelles, telles que l'obligation d'acheter au moins un permis supplémentaire au cours des années suivantes, leur montant ne sera pas un bon indicateur du prix maximum des permis. Les entreprises devront prendre en compte toutes les pénalités (et pas seulement la pénalité financière directe) pour pouvoir décider de l'importance des ressources internes nécessaires à un maintien de la conformité avec la réglementation. Elles risquent toutefois d'avoir des difficultés pour chiffrer certains éléments de cette approche, entre autres la mauvaise image véhiculée par l'étiquette « entreprise ne satisfaisant pas aux règles ».

10.3.3. Utilisation de taxes pour s'approprier les rentes de situation injustifiées

Le troisième motif de recours aux taxes avec des régimes de permis négociables tient au fait que le choix de l'allocation gratuite de permis négociables est plus courant que celui de leur mise aux enchères. Que cette procédure d'attribution repose sur les émissions antérieures, des exigences réglementaires ou tout autre mécanisme, les entreprises bénéficient d'une rente de situation injustifiée qui est égale à la valeur des permis alloués. Afin de capter en partie ces rentes, les autorités publiques peuvent décider d'associer une taxe au régime de permis négociables.

Il semble bien que les autorités fédérales des États-Unis aient eu cette intention en instaurant une taxe sur les substances détruisant la couche d'ozone parallèlement au programme d'échange de quotas en vigueur. Initialement fixée à 1.37 USD/livre en 1990, cette taxe est passée à 5.35 USD en 1995. Elle est appliquée à toutes les ventes de substances menaçant l'ozone, ainsi qu'à tous les stocks (pour de plus amples informations sur cette taxe, voir Harrison 1999 et chapitre 5 du présent rapport). De ce fait, elle complète le système d'échange de permis, mais ne s'y substitue pas comme c'est le cas pour les taxes servant de prix plafond. Les entreprises sont donc redevables de la taxe quel que soit le prix du permis. De plus, la taxe est également complémentaire de la pénalité (25 000 USD/kg), puisque celle-ci est appliquée en cas de non-respect de la réglementation, alors que la taxe sur les chlorofluorocarbures est prélevée sur l'ensemble des ventes.

Pourquoi cette taxe a-t-elle été introduite dans le programme relatif aux substances détruisant la couche d'ozone et pas ailleurs? En toute logique, la raison était en partie d'ordre politique dans la mesure où l'application de cette taxe allait vraisemblablement susciter une résistance considérable¹⁴. En outre, la *captation de rentes* posait véritablement un problème de taille puisque, dans le cadre de ce programme, les entreprises recevaient effectivement un droit à produire ou à importer un produit donné (voir Stavins, 2001)¹⁵. Le produit en question ouvrait droit à l'attribution gratuite d'un permis de produire ou d'importer des produits ayant une valeur économique, ce dont ont bénéficié 28 entreprises. La rente de situation injustifiée (ou rente sans cause) découlait dans ce cas de l'allocation d'un droit à produire. La situation est très différente lorsqu'un permis d'émission de polluants est délivré car il permet de réaliser des substitutions plus ou moins importantes au niveau de la production.

Le mode de captation de cette rente injustifiée aura des répercussions sur les incitations et, par voie de conséquence, sur les performances économiques des agents émetteurs. Une taxe marginale a pour effet d'accroître le coût marginal de réduction ou d'augmentation des émissions d'un montant égal à cette taxe. Si le cumul du prix des permis et de la taxe est supérieur à la valeur de l'externalité négative, il y aura perte nette de bien-être. À l'inverse, une taxe déterminée en fonction des émissions antérieures n'influe pas sur le comportement à la marge et ne joue que sur les entrées et sorties du système d'échange. Aussi est-il important, pour éviter de fausser le comportement marginal au sein du système d'échange, de récupérer ces rentes injustifiées en recourant à ce type de taxe.

10.3.4. Conclusions sur les combinaisons de taxes et de systèmes de permis négociables

Bien qu'au départ, le choix de recourir à une taxe pour plafonner le prix des permis et celui de pénalités pour leur effet dissuasif relèvent souvent d'une logique tout à fait différente, en pratique, les deux formules ont fréquemment des effets analogues. En effet, si la pénalité est trop faible, les entreprises considéreront qu'elle constitue une stratégie « de mise en conformité » jouable, et si la taxe est trop élevée, elle sera dissuasive et incitera peut-être à une plus grande vigilance, mais elle ne sera pas jugée économiquement efficace.

Quoi qu'il en soit, pour qu'un plafond soit efficace, il faut que ses modalités d'application soient clairement définies et son niveau connu d'avance. Si l'on utilise la pénalité comme prix plafond par défaut, il est peu probable qu'elle soit efficace car son montant est souvent peu précis – pour les raisons mentionnées plus haut. Ce choix aura pour effet d'introduire une incertitude sur le marché, ce qui est précisément à l'opposé de l'effet habituellement recherché par l'instauration d'une taxe.

Dans certains cas, il pourrait être judicieux d'imposer des taxes sur les rentes de situation que confère l'allocation gratuite de permis, notamment lorsque ceux-ci sont accordés pour des produits commerciaux (comme les chlorofluorocarbures) et non à proprement parler pour des polluants. Toutefois, selon l'importance relative des rentes par rapport aux coûts totaux de mise en conformité, il sera parfois essentiel d'instaurer une taxe lorsque les permis sont déterminés au prorata des émissions. La décision dépendra alors de la pente de la courbe des coûts et du degré de contrainte imposé par l'objectif environnemental fixé, c'est-à-dire la rigueur du plafonnement¹⁶.

10.4. Utilisation de taxes en association avec des systèmes d'étiquetage

Étant donné les asymétries d'information existantes, combiner de taxes à des instruments informationnels comme les systèmes d'étiquetage ou de certification peut renforcer l'efficacité de chacun de ces instruments. L'étiquetage apporte des informations aux décideurs (consommateurs, producteurs agricoles, industriels, etc.) pour qu'ils puissent choisir en connaissance de cause. L'amélioration de la qualité des informations fournies aux consommateurs peut contribuer à *accroître l'élasticité-prix des produits concernés*¹⁷.

La fourniture d'informations aux consommateurs peut, par exemple, justifier des mesures d'amélioration de la consommation énergétique des ménages. L'adoption relativement lente de biens de consommation durables favorables à l'environnement peut dans une large mesure s'expliquer par un déficit d'information et par le coût qu'implique la recherche d'informations. L'efficacité environnementale des deux instruments peut être améliorée en combinant une taxe sur la consommation nationale d'électricité et un

étiquetage précisant la consommation énergétique des appareils ménagers. D'une part, l'étiquetage peut accroître l'impact de la taxe – en améliorant l'élasticité-prix des produits correspondants – et d'autre part, l'introduction d'une taxe aura souvent pour effet de mieux sensibiliser les ménages, les entreprises et les autres agents économiques aux étiquetages similaires.

L'ampleur des asymétries d'information et la nécessité d'y remédier diffèrent toutefois en fonction des problèmes d'environnement en jeu, mais elles risquent d'être d'autant plus importantes dans les cas suivants :

- lorsque le coût d'investissement initial d'un produit efficient est relativement élevé;
- sur les marchés peu concurrentiels;
- sur les marchés où les intérêts des acteurs en présence sont antagonistes, comme c'est le cas pour les propriétaires et les locataires sur certains segments du marché de l'immobilier;
- lorsque, faute d'intervention publique, les atteintes à l'environnement pourraient être graves.

Pour peu qu'une évolution des comportements, en l'occurrence l'achat de produits portant un étiquetage positif, apporte aux consommateurs des *avantages privés* substantiels, nul doute que les instruments utilisés s'en trouveront renforcés mutuellement dans des proportions considérables. Néanmoins, l'existence d'avantages privés dépend du problème environnemental en jeu. En cas d'achat d'appareils peu gourmands en énergie, les consommateurs en retirent bel et bien un avantage direct, puisque le coût de fonctionnement de ces appareils est plus faible. Il en va de même pour l'achat d'équipements économes en eau – si leur consommation d'eau est mesurée – mais les avantages procurés sont généralement moins importants que ceux associés à la consommation d'énergie.

Par ailleurs, l'achat de certains produits au seul motif qu'ils peuvent être recyclés n'est guère avantageux – à moins que le niveau de la taxe ou de la redevance prélevée sur ce produit ne dépende de l'existence d'un plan de recyclage spécifique, par exemple. Il est donc peu probable que les logos du recyclage accroissent l'efficacité environnementale des autres instruments entrant dans le dispositif.

Non seulement l'impact de ces combinaisons d'instruments ne sera pas le même selon la problématique environnementale concernée, mais il variera également en fonction des produits. Ainsi, la hausse des élasticités-prix résultant de l'introduction d'un étiquetage sera probablement plus importante pour divers appareils électriques (télévision ou réfrigérateur) que pour un véhicule à moteur, dont la consommation d'énergie a de fortes chances de faire partie des critères d'achat des ménages.

Il faut par ailleurs noter que l'application de *plusieurs étiquetages différents* pour un même objectif environnemental (consommation électrique des appareils, par exemple) peut brouiller le message transmis au consommateur. De plus, ce choix peut engendrer des coûts administratifs élevés.

De nombreux travaux ont été consacrés à l'évaluation de l'efficacité et de l'efficacité de divers programmes d'étiquetage ou de certification *individuels*¹⁸, mais on sait peu de choses concernant les effets (marginaux) *concrets* sur les *dispositifs* associant ces systèmes à une taxe ou à une redevance. Néanmoins, dans leur étude menée au Danemark au cours des années 90 sur les effets combinés d'une rapide hausse des taxes sur l'électricité pendant plusieurs années et d'un système d'étiquetage mentionnant la consommation énergétique des réfrigérateurs, Jänicke et al. (1998) ont conclu à un réel renforcement

mutuel de chacun des deux instruments appliqués. Pour accroître encore davantage les effets de ces instruments, une formation spéciale a été dispensée à quelque 20 % des effectifs de vente spécialisés dans les gros appareils électroménagers.

10.5. Les taxes associées à des accords négociés¹⁹

10.5.1. Introduction

Lorsque les pouvoirs publics décident de recourir à la taxation pour résoudre un problème d'environnement, les coûts de mise en conformité supportés par les entreprises correspondent aux coûts de réduction de la pollution, *auxquels vient s'ajouter* le montant des taxes sur les émissions résiduelles. Un certain nombre de pays choisissent de combiner des taxes ou redevances à des systèmes volontaires prévoyant, par exemple, une exemption totale d'une taxe donnée pour certains secteurs – ou l'application d'un taux inférieur à celui frappant d'autres secteurs – à condition qu'ils s'engagent « volontairement » à prendre différentes mesures de lutte contre la pollution. Ces mécanismes sont souvent inspirés par la crainte de compromettre la compétitivité internationale des secteurs concernés si les entreprises doivent acquitter la taxe à taux plein. En effet, un affaiblissement grave de la compétitivité sectorielle pourrait conduire à des fermetures d'usine, avec à la clé des coûts de transition liés aux pertes de capital et à l'accroissement du chômage – *parfois* dans des régions où le marché de l'emploi est étroit.

Lorsqu'on examine les incidences de l'association entre une taxe ou une redevance à visée environnementale et, par exemple, des accords négociés avec certaines entreprises ou certains secteurs, il serait judicieux d'étudier *de manière pragmatique* quels pourraient être les autres choix. Si l'on optait, par exemple, pour une taxe forfaitaire applicable à tous les pollueurs concernés et que l'on fixe le taux de cette taxe au même niveau (c'est-à-dire élevé) que celui appliqué à certains secteurs dans le dispositif en question, la possibilité offerte à certains pollueurs de choisir une démarche volontaire conduirait probablement à réduire l'objectif environnemental et/ou le degré de réalisation d'un objectif donné. Même si un accord négocié contraignait les pollueurs à réduire leurs émissions – leur laissant ainsi, *via* le renoncement aux recettes fiscales correspondantes, plus de ressources financières à investir dans la réduction de la pollution – il n'est pas certain qu'au total, la réduction des émissions soit plus importante que celle qu'auraient entraîné les réactions « standards » aux prix et les éventuelles fermetures d'usine avec un « régime d'application de la taxe à taux plein ».

Les incidences sur le progrès technologique pourraient être non négligeables elles aussi : comme noté plus haut, l'ajout de l'option volontaire pourrait permettre aux entreprises d'investir davantage dans la recherche-développement, tout en affaiblissant considérablement l'incitation à *réaliser effectivement* les améliorations technologiques et réduisant les profits qu'elles en retireraient alors. Lorsque le « prix fictif » des émissions se rapproche de zéro, l'entreprise n'est guère incitée à trouver des moyens pour les diminuer. Sur le long terme, cette situation pourrait avoir d'importantes répercussions sur l'environnement.

Si l'alternative à l'instauration d'une approche volontaire consiste à appliquer un taux de taxation beaucoup plus faible aux entreprises participant à cette approche qu'aux autres, l'importance des remarques ci-dessus diminuerait en conséquence.

Dans un cas comme dans l'autre – mais à des degrés divers – substituer une approche volontaire à une taxe se traduirait pour l'État par une perte de recettes. Comme le montre, par exemple, l'analyse détaillée présentée dans Fullerton et Metcalf (2001), ainsi que dans

Goulder, Parry et Burtraw (1997), ce manque à gagner représente un coût d'efficacité non négligeable. Les « rentes de rareté » créées par la politique environnementale sont en effet cédées aux entreprises privées, alors que les autorités publiques auraient pu, par exemple, utiliser les recettes délaissées pour abaisser les taxes ayant des effets de distorsion sur le revenu du travail, ce qui aurait stimulé l'emploi.

Lorsqu'un système volontaire vient s'ajouter aux taxes, divers types de coûts administratifs risquent de s'accroître. La plupart des taxes liées à l'environnement sont relativement simples à administrer. Pour la plupart des taxes sur les huiles minérales, par exemple, la base d'imposition est mesurée, et les recettes sont perçues auprès d'un nombre limité de raffineries. L'introduction d'un allègement conditionnel de la taxe peut alourdir sensiblement la charge administrative pour les autorités publiques comme pour les entreprises concernées.

Les sous-sections qui suivent présentent plusieurs exemples concrets d'associations entre des taxes ou redevances et des approches volontaires.

10.5.2. La taxe sur le CO₂ et les accords sur le rendement énergétique instaurés au Danemark

Le Danemark a adopté en 1996 un dispositif combinant l'introduction d'une taxe sur le SO₂ et d'une taxe sur le CO₂ à un système d'accords visant à améliorer le rendement énergétique des activités industrielles, ainsi qu'à des subventions, qui sont notamment octroyées pour le conseil et l'investissement dans ce domaine²⁰. L'intégralité du produit de ces taxes a été restituée à l'industrie sous forme d'aménagements de la fiscalité du travail et de subventions pour les mesures concernant le rendement énergétique. Les entreprises ayant conclu un accord avec l'Agence danoise de l'énergie ont obtenu une réduction de la taxe sur le CO₂. Toutes les entreprises appliquant des *procédés lourds* avaient le droit d'adhérer à un accord, mais celles qui mettaient en œuvre des *procédés légers* ne pouvaient signer un accord – et obtenir un allègement fiscal – que si le montant de la taxe sur leur consommation énergétique était au moins égal à 3 % de leur valeur ajoutée. Il fallait en outre que ce montant dépasse un seuil donné.

Les accords pouvaient être soit individuels, soit collectifs, et concerner, dans le second cas, plusieurs entreprises d'un même sous-secteur appliquant des procédés similaires. La base des accords individuels était généralement un audit énergétique, le plus souvent réalisé par un consultant certifié. À compter de l'année 2000, ces audits ont été remplacés par de simples études de consommation énergétique.

Les accords collectifs, quant à eux, n'étaient pas établis sur la base d'un audit énergétique, mais sur une analyse de la consommation d'énergie et des processus de production mis en œuvre dans le secteur, l'objectif étant de cerner globalement les possibilités d'amélioration du rendement énergétique des entreprises concernées. Les résultats de cette analyse étaient ensuite communiqués à l'Agence danoise de l'énergie et utilisés pour définir un programme d'action. Outre des projets d'investissement, des études spéciales et des mesures de gestion de l'énergie, le programme défini pour le sous-secteur concerné pouvait inclure des projets interentreprises, notamment des projets de développement, présentant un intérêt pour l'ensemble des entreprises. Chaque entreprise partie à l'accord était tenue de le signer et de mettre en œuvre tous les projets d'économies d'énergie dont le retour sur investissement prévu était de moins de quatre ans (pour les procédés lourds) ou six ans (pour les procédés légers). Les entreprises étaient par ailleurs tenues d'améliorer leur système de gestion de l'énergie.

Conséquences de l'application du critère du retour sur investissement : les entreprises ayant effectué de nombreux investissements rentables devaient en principe réaliser des économies d'énergie relativement importantes, tandis que celles n'ayant pas opéré d'investissements rentables ne se voyaient pas imposer des projets d'investissement ou des études spéciales. Ce mode de fonctionnement permet une répartition efficiente des économies d'énergie entre les entreprises.

Les critères appliqués aux diverses entreprises présentaient toutefois d'importantes différences. En effet, les entreprises qui mettaient en œuvre des procédés légers étaient tenues d'entreprendre des projets dont le délai de retour sur investissement était plus long que pour celles appliquant des procédés lourds. De plus, les prix servant de base au calcul des délais de retour sur investissement n'étaient pas les mêmes. C'est ainsi que dans le cas des entreprises mettant en œuvre des procédés lourds, une taxe (fictive) de 3.3 EUR par tonne de CO₂ était ajoutée au prix de l'énergie avant impôts, tandis que dans celui des entreprises utilisant des procédés légers, cette taxe s'élevait à 12 EUR par tonne de CO₂. Plus le montant de la taxe appliquée dans l'analyse était faible, moins un projet donné avait de chances d'être retenu. De ce fait, certains projets d'économies d'énergie relativement peu coûteux pour les entreprises à procédés lourds ont été laissés de côté, d'où un accroissement général du coût global de la réduction de la pollution.

Rappelons que ces accords ont apporté aux entreprises participantes un avantage fiscal *supplémentaire* limité par rapport aux réductions fiscales très importantes accordées à toute entreprise industrielle employant des procédés légers ou lourds (voir tableau 10.2). Il n'en demeure pas moins qu'une diminution du taux de taxation de 3.3 à 0.4 EUR par tonne de CO₂ en 2000, par exemple pour les entreprises appliquant des procédés lourds, est évidemment importante en elle-même.

Tableau 10.2. Niveaux des taxes sur le CO₂ et sur l'énergie au Danemark

1996-2000 (en EUR par tonne de CO₂)

	1996	1997	1998	1999	2000
Chauffage des locaux ¹	26.7	53.3	80	80	80
Procédés légers					
Sans accord	6.7	8.0	9.3	10.7	12.0
Avec accord	6.7	6.7	6.7	7.7	9.1
Procédés lourds					
Sans accord	0.7	1.3	2.0	2.7	3.3
Avec accord	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4

1. Les valeurs indiquées représentent le taux global de taxation de l'énergie et du CO₂ applicable au chauffage des locaux. À elle seule, la taxe sur le CO₂ s'est élevée à 13.4 EUR pour chacune des années comprises entre 1996 et 2000. Source : OCDE (2003a).

Les accords sur le rendement énergétique ont eu deux effets opposés sur la consommation énergétique des entreprises. D'une part, celles-ci ont dû se livrer à certaines activités, notamment réaliser les projets d'économies d'énergie proposés dans le cadre des audits énergétiques décrits ci-dessus et développer leurs activités de gestion de l'énergie. Bjørner et Jensen (2002) ont estimé que ces évolutions se sont traduites par une *réduction* de 9 % de la consommation énergétique des entreprises impliquées. D'autre part, ces mêmes entreprises ont obtenu une réduction fiscale ayant entraîné une *augmentation* de leur consommation énergétique qui serait de l'ordre de 1 à 5 %. Il apparaît donc que

l'instauration du régime d'accords a conduit à une diminution globale de la consommation énergétique. En d'autres termes, selon Bjørner et Jensen, les entreprises ayant conclu un accord auraient eu une consommation énergétique supérieure si cet accord ne leur avait pas été proposé et qu'elles avaient simplement acquitté la taxe « normale »²¹.

10.5.3. La taxe et les accords sur le changement climatique instaurés par le Royaume-Uni

Avant l'entrée en vigueur de la taxe sur le changement climatique (CCL – Climate Change Levy) en 2001, les secteurs gros consommateurs d'énergie se sont vu offrir la possibilité d'obtenir une réduction de 80 % de cette taxe s'ils adhéraient à des accords d'amélioration de leur rendement énergétique ou de la réduction de leurs émissions de carbone.

Des accords ont été conclus avec 44 associations sectorielles représentant 5 000 exploitants et 10 000 unités de production²². Les négociations ont eu lieu avec les associations professionnelles au nom des entreprises adhérentes. Les unités industrielles désignées dans ces accords bénéficiaient de l'abattement de 80 % sur la CCL jusqu'au 31 mars 2003. À partir du 1^{er} avril 2003, l'octroi de cette réduction dépend de la réalisation des premiers objectifs fixés dans les accords, dont la durée de validité s'étend jusqu'à 2010, des « bilans intermédiaires » étant prévus en 2004 et en 2008.

Ces accords fixent des objectifs à la fois au niveau des secteurs et à celui de chaque unité de production. Certains secteurs ont choisi un objectif de réduction exprimé sous la forme d'un pourcentage commun à toutes les unités concernées, tandis que d'autres ont négocié en interne d'autres modalités de partage de la charge. Si un secteur réalise son objectif, chacune des unités concernées est réputée en conformité. En revanche, si l'objectif global d'un secteur n'est pas atteint, seules les unités n'ayant pas satisfait à leur propre objectif perdront l'abattement de 80 % de la taxe pendant les trois années suivantes.

La disposition selon laquelle il suffit que le secteur atteigne son objectif global pour que toutes les unités concernées conservent leur niveau de réduction pourrait – en tant que telle – encourager les unités peu performantes à avoir un comportement opportuniste en tentant de tirer parti des mesures anti-pollution prises par d'autres unités de production. Toutefois, les unités réduisant leur pollution au-delà du niveau requis ont la possibilité de revendre l'abattement résiduel sur le marché britannique des quotas d'émission de CO₂ (United Kingdom Emission Trading Scheme). En pratique, il faut donc que chaque unité veille à atteindre son objectif propre.

L'impact de ces accords a suscité de très nombreux débats. Dans leur étude théorique sur l'association de la taxe sur le changement climatique, des accords relatifs au changement climatique et du système d'échange de droits d'émission, de Muizon et Glachant (2004) montrent que même sans le volet sur les accords, cette approche aurait abouti à des résultats identiques.

La revue Cambridge Econometrics (2005) indique notamment :

« Compte tenu de la conjonction entre l'évolution technologique et le déclin relatif des secteurs manufacturiers gros consommateurs d'énergie (en l'occurrence, les produits chimiques par rapport à la chimie fine), les objectifs concernant le rendement énergétique et les économies d'énergie (et, par conséquent, le carbone) auraient été atteints même en l'absence d'accords sur le changement climatique. Il n'est toutefois pas certain qu'on parvienne à un tel résultat car les tendances ayant jusqu'ici caractérisé le progrès technique et le changement structurel peuvent ne pas se

poursuivre... De plus, les objectifs fixés dans le cadre des accords sur le changement climatique portent sur l'amélioration du rendement énergétique, alors que les projections du modèle concernent l'intensité énergétique, ce qui fausse la comparaison avec l'évolution structurelle des différents secteurs. Notre analyse montre qu'un seul secteur ("Autres activités industrielles" en 2008) n'aurait pas atteint l'objectif fixé dans l'accord en l'absence de taxe sur les changements climatiques. Nous avons également mis en évidence le fait que l'effet sur les prix de la réduction du taux de la CCL suffit en lui-même pour atteindre l'objectif... »

S'il est exact que les objectifs fixés dans les accords sur le changement climatique auraient été atteints de toute façon, l'efficacité environnementale d'une approche volontaire complémentaire – même avec une réduction du taux de taxation pour certains secteurs – aurait été très faible et se serait en partie limitée aux effets de sensibilisation et autres prises de conscience que les accords auraient pu entraîner.

10.5.4. L'accord d'intention sur la diminution des émissions de SO₂ d'origine industrielle mis en place par la Norvège

La Norvège applique depuis de nombreuses années une taxe sur la teneur en soufre des combustibles. Cette taxe concerne aujourd'hui quelque 27 % de l'ensemble des émissions de SO₂ du pays – son taux étant fixé à environ 2 EUR par kilo de SO₂. Au début, les émissions provenant des raffineries, de l'utilisation de charbon et de coke, des huiles minérales requises pour les activités d'extraction de pétrole effectuées sur le plateau continental, ainsi que des navires de ravitaillement nécessaires à cette activité, en étaient totalement exemptées. En 1999, cependant, ces sources d'émission ont été soumises à cette taxe à un taux réduit d'environ 0.35 EUR par kilo de SO₂.

Toutefois, les émissions provenant des raffineries et de l'utilisation de charbon et de coke (principalement par l'industrie) ont de nouveau été totalement exemptées à compter du 1^{er} janvier 2002. En contrepartie, la Fédération norvégienne des industries de transformation a signé avec le ministère de l'Environnement un « accord d'intention » par lequel elle s'engageait à réduire ses émissions de SO₂ de 5 000 tonnes d'ici 2010 et à établir un plan détaillant les mesures qui permettraient de réduire de 2 000 tonnes supplémentaires de façon économiquement rationnelle. Au total, ces mesures de réduction devaient correspondre à la réduction globale que les autorités norvégiennes pensaient devoir opérer pour remplir leurs obligations au titre du protocole de Göteborg de la Convention de la CEE-ONU sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, qui plafonne les émissions totales de SO₂ de la Norvège à 22 000 tonnes à partir de 2010.

Les études effectuées par l'Autorité norvégienne de lutte contre la pollution indiquent que les mesures de réduction les plus rentables en Norvège doivent porter sur les industries de transformation. En 1999, les entreprises de ce secteur parties à l'accord émettaient plus de 16 000 tonnes de SO₂ sur les quelque 29 000 tonnes émises au total par la Norvège.

Les émissions norvégiennes de SO₂ ont déjà diminué considérablement, entre autres par suite des fermetures d'usine et des réductions temporaires de la production dans le secteur de la transformation.

Selon la Fédération norvégienne des industries de transformation, la taxe de 0.35 EUR par kilo de SO₂ n'a pas été efficace du point de vue de l'environnement, car il était moins onéreux pour les entreprises d'acquitter cette taxe que d'installer les équipements d'épuration qui auraient été nécessaires pour diminuer les émissions. Ce constat est

confirmé par SFT (2001), qui conclut que toutes les mesures de réduction de la pollution envisageables (à une exception près) ont un coût marginal de 0.45 EUR ou plus par kilo de SO₂ en moins. Par ailleurs, les mesures les moins coûteuses qui auraient pu être mises en œuvre pour que la réduction totale des émissions atteigne 7 000 tonnes avaient un coût marginal compris entre 1 et 1.5 EUR par kilo de SO₂.

La Fédération a en outre indiqué que si la taxe avait été fixée à un niveau tel qu'il devenait rentable pour les entreprises concernées d'installer des équipements d'épuration, elles auraient été condamnées à disparaître²³.

L'« accord d'intention » n'est pas juridiquement contraignant pour les deux parties. Tant que les mesures prévues par l'accord n'auront pas été mises en œuvre, en l'occurrence d'ici 2010 au plus tard, le principal instrument régissant les émissions provenant des sources impliquées sera le système standard de permis d'émission.

À partir d'un « accord d'application » *juridiquement contraignant* regroupant toutes les entreprises qui acquittaient la taxe à taux réduit, le secteur de la transformation a créé un « fonds environnemental » revêtant la forme d'une fondation autonome financée au moyen de cotisations équivalentes à la taxe versée précédemment. Un « plan d'action » a été mis sur pied en 2003 afin de préciser les modalités d'exécution de l'accord. Il est estimé que le fond lèvera environ 30 million EUR de revenus à partir des droits payés par les compagnies membres. Les ressources du fonds seront utilisées pour financer, en totalité ou en partie, le développement, la mise en œuvre et le fonctionnement des mesures de réduction de la pollution et d'autres mesures appropriées pour atteindre les objectifs de l'accord de mise en œuvre, y compris l'aide à la fermeture d'activités permettant une baisse durable des émissions. Il est prévu d'appliquer ces mesures là où elles contribueront le plus à la réduction des émissions, jusqu'à ce que les objectifs de l'accord d'intention aient été atteints. Il est également envisagé de déterminer quels sont les sites où le recul des émissions contribuera le plus à améliorer la qualité atmosphérique locale. En règle générale, les entreprises devront déposer une demande pour bénéficier de ces aides. Si le nombre de demandes déposées n'était pas suffisant pour atteindre les objectifs, une *instruction* pourrait être donnée à un site de prendre une mesure financée par le fonds.

Il semble que l'alternative la plus réaliste à ce dispositif combinant un accord négocié et la taxe sur le soufre à laquelle sont soumis les autres secteurs d'activité aurait été d'appliquer un taux de taxation réduit à ce secteur industriel. Or, comme il apparaît moins coûteux pour les entreprises d'acquitter la taxe au taux qui était en vigueur entre 1999 et 2002 que de réduire leurs émissions, le nouveau dispositif – qui prévoyait également des subventions à la lutte contre la pollution financées et gérées par le secteur – pouvait permettre de réduire les émissions industrielles²⁴. Des améliorations similaires auraient pu être obtenues en augmentant suffisamment le taux de la taxe pour qu'il devienne moins coûteux pour les entreprises de réduire la pollution que d'acquitter cette taxe, mais au cas où des usines auraient été menacées de fermeture, les coûts sociaux engendrés auraient été considérables, tout au moins à court ou moyen terme.

Il faut également souligner que l'accord prévoit dans ce cas des mécanismes favorisant l'efficacité économique. Ainsi, au lieu que chaque entreprise réduise ses émissions d'un montant en pourcentage équivalent, les entreprises concernées ont décidé de « mettre en commun » leurs ressources et d'opérer les réductions sur les sites où elles peuvent être obtenues à un coût minimal. Le choix de ces sites sera arrêté par les

représentants de ces entreprises, qui devraient *a priori* être mieux placés pour connaître les coûts effectifs des différentes options envisageables que ne le seraient les pouvoirs publics dans la plupart des cas²⁵.

10.5.5. Conclusions relatives à l'association de taxes et d'approches volontaires

Qu'il s'agisse des accords sur le rendement énergétique au Danemark, des accords sur le changement climatique au Royaume-Uni ou de l'« accord d'intention » sur la réduction des émissions de SO₂ en Norvège, l'objectif de départ a toujours été – dans une large mesure – le souhait d'éviter la fermeture d'installations industrielles comme cela aurait pu être le cas si la taxe avait été appliquée à taux « plein ». Il est peu probable que ces divers accords apportent des avantages environnementaux plus importants que la taxe appliquée à taux « plein », mais dans le cas de la Norvège, il semble que les taux réduits appliqués antérieurement à certains secteurs industriels étaient trop faibles pour avoir une incidence notable sur l'environnement, tout au moins à court terme.

À travers la combinaison de taxes et d'une approche volontaire, les décideurs ont cherché à éluder les arbitrages entre les volets environnemental, économique et social du développement durable. Il faut maintenant voir si, sur le long terme, ces arbitrages peuvent effectivement être évités du fait, par exemple, de la mise en place de politiques climatiques plus ambitieuses.

Avec un régime fiscal, comme on l'a vu plus haut, les coûts de mise en conformité correspondent, pour les entreprises, aux coûts de réduction de la pollution, auxquels vient s'ajouter le montant des taxes sur les émissions résiduelles. Dès lors que les entreprises peuvent éviter cette dépense en participant à un système volontaire, les incidences de cette politique sur les coûts de production seront limitées. Or, c'est notamment pour atténuer cet impact sur les coûts – en particulier dans le cas des entreprises en butte à une vive concurrence internationale – qu'un allègement fiscal est accordé. Cela étant, dans la mesure où les entreprises auraient pu répercuter sur leurs clients une partie de l'augmentation des coûts – en relevant le prix de leurs produits – l'adoption d'une approche volontaire annihile tout impact direct sur la demande des produits dont la fabrication est à l'origine de la pollution. Or, une part notable des avantages environnementaux résultant du recours à des instruments économiques pourrait très souvent provenir de telles évolutions de la demande.

10.6. Les taxes utilisées en association avec des subventions

L'analyse des effets de l'association entre une taxe et un programme de subventions appelle une distinction entre :

1. les cas où les recettes provenant d'une taxe liée à l'environnement sont affectées au subventionnement de mesures à finalité environnementale;
2. les cas où une taxe et un programme de subventions sont combinés sans lien explicite entre le produit de la taxe et le financement de ce programme.

10.6.1. Affectation des recettes fiscales à des subventions environnementales

Comme noté dans la section 2.1, les recettes d'environ un tiers des quelque 375 taxes liées à l'environnement appliquées dans les pays de l'OCDE reçoivent une affectation particulière. Sur l'ensemble des taxes affectées, environ 75 frappent des produits énergétiques, 15 les véhicules à moteur et 20 les déchets. Alors que les taxes prélevées sur les carburants ou les véhicules à moteur sont généralement affectées à la construction ou

à l'entretien des routes (y compris, parfois, à des projets ayant une faible incidence environnementale comme la construction de murs antibruit ou de pistes cyclables, l'amélioration des transports publics, etc.), les taxes affectées au traitement des déchets ont généralement une finalité environnementale, en particulier l'organisation d'une collecte des déchets ou de systèmes de recyclage, la réhabilitation de sites contaminés, etc. Un certain nombre de redevances sont également affectées à des objectifs environnementaux divers, en particulier à travers diverses subventions.

Bien que cette section soit consacrée aux recettes affectées à des objectifs environnementaux, certaines des conclusions présentées ci-après valent également pour d'autres types d'affectation.

L'affectation des recettes fiscales à des objectifs environnementaux peut avoir des incidences positives sur l'environnement. C'est ainsi que dans son étude comparative sur les politiques de l'eau adoptées par quatre pays de l'OCDE, Andersen (1999) conclut que le succès du système de redevances sur l'eau institué aux Pays-Bas tient à l'affectation des recettes, contrairement à ce qui a été fait au Danemark et en Belgique. Les procédures adoptées par les Pays-Bas ont eu pour effet d'améliorer la coopération non seulement entre les pollueurs, mais aussi entre les agences de l'eau spécialisées, les pollueurs et les instances de réglementation. Elles ont probablement conduit à une baisse des coûts de transaction imposés par la mise en œuvre d'une réduction efficace de la pollution et les investissements nécessaires. Selon Andersen, « la possibilité de bénéficier d'une aide financière en fonction du montant des redevances, a facilité l'adoption » d'un mode de production moins polluant.

Cependant, dès lors que des recettes fiscales sont affectées, les dépenses sont figées, ce qui peut faire obstacle à une réévaluation et modification ultérieures des programmes budgétaires. La durée de réalisation de ces programmes peut être supérieure à la durée optimale du fait que, même si les priorités des pouvoirs publics ont évolué, la bureaucratie et d'autres groupes d'intérêt tentent de faire obstruction à la réforme. Il serait donc judicieux d'évaluer régulièrement l'intérêt économique et environnemental de ces mesures, afin d'éviter les dépenses inefficaces qui ne seraient pas normalement financées sur le budget général.

Dans certains cas, l'affectation des recettes peut favoriser l'acceptabilité politique des taxes du fait du ciblage précis des dépenses, dont une partie revient aux contribuables sous la forme de subventions ou d'investissements publics. Si ces effets sont jugés indispensables à la mise en œuvre d'une nouvelle taxe (dont la justification est par ailleurs bien argumentée), les autorités publiques peuvent trouver une solution de compromis consistant à proposer d'instaurer la taxe en question et, simultanément, d'augmenter les dépenses consacrées à un objectif « populaire » d'actualité. Ces deux mesures peuvent être adoptées sans pour autant créer un lien juridiquement contraignant entre le montant des recettes et celui des dépenses les années ultérieures.

10.6.2. Autres associations combinant des taxes et des subventions

Si l'on fait maintenant abstraction de la question de l'affectation des recettes, on peut toujours combiner des taxes liées à l'environnement à différents types de subvention. Dans la mesure où il s'agit ici d'association avec des instruments de politique environnementale, la catégorie de subventions la plus pertinente est celle des « subventions à visée environnementale ». On peut cependant trouver des cas plus délicats – en l'occurrence, lorsque les taxes sont combinées à des « subventions dommageables pour l'environnement » (voir encadré 10.1). À titre d'exemple, on peut notamment citer les

Encadré 10.1. Définition des subventions

Le concept de subvention n'est pas simple à cerner. Alors qu'on emploie ici le terme de « subventions », on trouve tout aussi bien dans les travaux de l'OCDE les termes de transferts, paiements, soutien, aide ou protection liés aux politiques gouvernementales. Ces termes sont parfois interchangeables, mais ils vont souvent de pair avec différentes méthodes de mesure et, par conséquent, différents indicateurs économiques. Les subventions ont été définies comme « renvoyant à toutes les mesures qui maintiennent les prix pour les consommateurs au-dessous du niveau du marché ou qui réduisent les coûts pour les consommateurs et les producteurs en apportant un soutien direct ou indirect » [voir, par exemple, de Moor et Calamai (1997)]. Cette définition est compatible avec la prise en compte, dans les subventions et réductions d'impôt, de « toutes les formes de soutien financier et de réglementations qui sont mises en œuvre pour renforcer la compétitivité de certains produits, procédés ou régions et qui, ensemble avec le système fiscal en vigueur, opèrent une discrimination (non intentionnelle) à l'encontre de pratiques écologiquement rationnelles » (OCDE, 1998a). Il n'y a pas lieu d'établir une distinction entre subventions et réductions d'impôts, celles-ci pouvant être assimilées à des subventions implicites.

Les subventions revêtent différentes formes : paiements ou soutien budgétaires impliquant des dépenses fiscales (diverses dispositions fiscales réduisant la charge pour des groupes, producteurs ou produits particuliers), soutien des prix du marché, prix des intrants subventionnés, taux d'intérêt préférentiels, d'où l'utilisation fréquente de la terminologie plus générique de « mesures de soutien ». Il n'existe toutefois aucun consensus international sur cette question, et les définitions diffèrent selon les objectifs, domaines (agriculture, transport, etc.) ou contextes (échanges internationaux, par exemple).

La non-internalisation des coûts externes doit-elle être considérée comme une subvention ? Ce sujet a suscité de nombreuses polémiques, l'argument étant que, dans la mesure où les coûts externes ne sont pas internalisés, l'environnement est utilisé « à titre gratuit » par les usagers : or, dans un certain sens, un bien public est mis gratuitement à la disposition des usagers. Les détracteurs de cette définition large font observer que la notion de subvention renvoie traditionnellement à une intervention publique explicite, et non à une absence implicite d'intervention. Par ailleurs, pour ces mêmes raisons et d'autres raisons plus pratiques, en l'occurrence la difficulté que pose le chiffrage des coûts externes, la non-internalisation n'est généralement pas considérée comme une subvention, sauf dans le secteur des transports où cette définition est courante (Nash et al., 2002).

Source : Barde et Braathen (à paraître).

associations entre les taxes sur les combustibles fossiles et des subventions aux activités d'extraction du charbon – ou bien, pour les mêmes raisons, à l'extraction d'autres combustibles fossiles. On peut également citer le cas des taxes sur les pesticides et/ou engrais associées à des subventions encourageant l'agriculture intensive. Une des voies de réforme les plus importantes consiste donc à réduire les subventions préjudiciables à l'environnement en vigueur ou d'en modifier les modalités d'octroi²⁶.

Les cas présentant davantage d'intérêt ici sont ceux où une taxe liée à l'environnement est combinée à une subvention dans le but de promouvoir un ou plusieurs effet(s) environnementaux. Par exemple, les taxes sur les combustibles fossiles sont combinées dans plusieurs pays à des subventions à la production de biocarburants ou d'autres sources d'énergie renouvelable – objectif qui s'inscrit dans le cadre d'un plan de lutte, par exemple contre le changement climatique (et de « sûreté des combustibles »)²⁷.

Dans le secteur des déchets, taxes et redevances sont souvent combinées à des subventions destinées à favoriser la mise en place et/ou le fonctionnement de systèmes de tri sélectif et/ou diverses (autres) activités de recyclage.

Certes, l'impact global de telles combinaisons peut être plus sensible qu'en cas d'application d'un seul instrument, mais il est souvent difficile de percevoir une puissante *synergie* entre les instruments mis en œuvre. Autrement dit, les subventions n'améliorent en aucun cas le fonctionnement de la fiscalité, ou *vice versa*. Bien souvent, on aurait pu obtenir le même impact global en augmentant légèrement le taux de la taxe appliquée aux dommages environnementaux visés – ce qui pourrait être intéressant du point de vue budgétaire.

Les divergences d'intérêts entre propriétaires et locataires peuvent compromettre l'efficacité environnementale d'une taxe sur la consommation énergétique domestique. En effet, il serait globalement rentable de mieux isoler les bâtiments afin de réduire la consommation énergétique, mais le propriétaire pourrait se montrer réticent devant de tels investissements dans la mesure où c'est essentiellement le locataire qui bénéficiera des économies d'énergie²⁸. De son côté, le locataire pourrait ne pas être prêt à réaliser de tels investissements de son propre chef – et, peut-être, ne serait pas légalement autorisé à le faire – étant donné que c'est le propriétaire qui tirerait parti de la valeur ajoutée de l'immeuble. Associer une taxe sur la consommation d'énergie à des subventions ciblées sur ce type d'investissement peut être un moyen de résoudre le problème de la discordance des intérêts.

En général, si l'on veut que, grâce à diverses subventions, les prix relatifs reflètent les différences d'impact environnemental, on risque de se trouver en contradiction avec le « principe pollueur payeur ». Ainsi que mentionné dans OCDE (1972 et 1974), ce principe signifie que le pollueur doit supporter les « coûts des mesures de prévention et de lutte contre la pollution », ces dernières étant des « mesures décidées par les autorités publiques pour faire en sorte que l'environnement soit dans un état acceptable ». En d'autres termes, le pollueur doit assumer le coût des démarches qu'il est tenu légalement de faire pour protéger l'environnement, comme par exemple prendre des mesures de réduction des émissions de polluants à la source, ou des mesures destinées à éviter de polluer en optant pour un traitement collectif des effluents produits par une installation polluante et d'autres sources de pollution.

10.7. Conclusions générales concernant les effets de dispositifs associant des taxes et d'autres instruments

Il ressort des sections précédentes que dans un certain nombre de cas, la combinaison d'une taxe avec d'autres types d'instruments d'action peut apporter des avantages sur le plan de l'environnement et/ou de l'activité économique. En pratique, les taxes liées à l'environnement sont rarement utilisées indépendamment – très souvent, par exemple, elles seront associées à un ou plusieurs instruments réglementaires.

À l'évidence, cependant, l'existence de combinaisons d'instruments ne suffit pas à apporter la « preuve » de leur efficacité environnementale et de leur efficience économique. Les travaux menés par l'OCDE sur les combinaisons utilisées dans le domaine de l'environnement ont mis en évidence un certain nombre de critères pour l'élaboration de combinaisons d'instruments efficaces et efficientes, lesquels sont brièvement exposés ci-après.

10.7.1. Une bonne connaissance du problème environnemental à résoudre

Le premier critère auquel la combinaison d'instruments doit répondre consiste, tout à fait logiquement, à avoir une bonne connaissance du problème environnemental à résoudre. En pratique, les problèmes environnementaux sont souvent plus complexes qu'il n'y paraît au premier abord, car ils possèdent souvent plusieurs « aspects » ou « caractéristiques » requis et souvent corrélés – alors que de nombreux instruments appliqués prévoient un nombre important de « règles » ou « mécanismes » distincts. Dès lors, il est difficile de parvenir à dénombrer les objectifs et instruments – et parfois peut-être, ce comptage ne présente-t-il guère d'intérêt.

Prenons, par exemple, le problème de la consommation de pesticides : on sait que certains problèmes environnementaux sont assez directement associés au volume total de pesticides appliqués, mais que d'autres problèmes sont davantage liés aux types de pesticides utilisés, aux modalités d'application, aux sites sur lesquels ils sont appliqués ou à la date de réalisation de ce traitement. En outre, les effets des pesticides sur l'environnement seront bien souvent fonction des conditions climatiques moyennes d'une année donnée, des conditions météorologiques au moment des traitements, du type de sols sur lesquels les pesticides sont appliqués, des conditions hydrologiques locales, etc. Si une taxe (ou un système de permis négociables) peut influencer assez sensiblement sur le volume total des pesticides utilisés, ainsi que sur le choix entre différents types de pesticides, elle convient cependant moins bien pour les autres problèmes mentionnés, d'où la nécessité de recourir à d'autres instruments²⁹.

Par ailleurs, il peut sembler parfois que le nombre de cibles environnementales définies est plus élevé que nécessaire. C'est peut-être notamment le cas dans le domaine des déchets, où de nombreux pays de l'OCDE se sont par exemple fixé des objectifs de recyclage pour un grand nombre de produits ou de flux de déchets, souvent sans qu'il ait clairement été établi au préalable que les flux sélectionnés représentaient une menace plus grave que d'autres pour l'environnement³⁰.

10.7.2. Une bonne connaissance des liens avec d'autres domaines de l'action publique

Il sera indispensable d'assurer une coordination à différents niveaux d'administration, afin de veiller à la cohérence de la combinaison d'instruments appliquée dans un secteur donné de l'environnement. Il faudra en outre assurer une coordination avec d'autres politiques connexes.

C'est ainsi que dans le cas de la consommation énergétique résidentielle, la cohérence passe par une coordination avec la réglementation sur la construction, la politique du logement et la politique fiscale (impôts immobiliers, par exemple), ce qui peut notamment être nécessaire pour remédier aux imperfections du marché (relations entre propriétaires et locataires, par exemple) et répondre à des préoccupations d'ordre social.

Une coordination avec d'autres politiques est également indispensable dans le cas des déchets ménagers. À cet égard, il est paradoxal de constater que la réglementation sur les émissions de plusieurs polluants, à laquelle doivent satisfaire les usines d'incinération, est généralement plus stricte que celle que sont tenus de respecter d'autres agents émetteurs – ce qui est en particulier le cas en Norvège, où seules les usines d'incinération sont soumises à la nouvelle taxe sur les émissions atmosphériques.

10.7.3. Une bonne connaissance des interactions entre les différents instruments

On peut tout d'abord observer que toute combinaison d'instruments risque d'être inefficace si les « bons » signaux-prix ne sont pas transmis aux décideurs concernés. Là encore, le secteur des déchets ménagers permet d'illustrer notre propos : en dépit du vaste éventail de mesures appliquées de longue date pour réduire (entre autres) le volume total des déchets ménagers produits aux Pays-Bas – et des mesures similaires prises récemment par le Royaume-Uni – les quantités totales de déchets produits, qui sont aussi importantes aux Pays-Bas qu'au Royaume-Uni, ont augmenté au fil des ans dans l'un et l'autre pays. Cette situation tient probablement en partie au fait que quelque 20 % seulement des ménages néerlandais versent une taxe de collecte des ordures variant en fonction du volume de déchets générés – et qu'aucun ménage britannique n'est soumis à une telle taxe. En conséquence, les taxes sur la mise en décharge appliquées dans ces deux pays ne constituent pas une incitation claire à produire moins de déchets³¹.

Divers instruments peuvent interagir de plusieurs manières avec les taxes liées à l'environnement. Ainsi :

- Comme indiqué dans la section 10.4, un système d'étiquetage peut améliorer l'efficacité d'une taxe en offrant aux consommateurs de meilleures informations sur les caractéristiques pertinentes des différents produits auxquels s'applique la taxe. Les élasticité-prix concernées peuvent alors augmenter.
- Comme mentionné dans la section 10.6, associer une taxe sur la consommation d'énergie avec des subventions ciblées en faveur d'une meilleure isolation des bâtiments peut être un bon moyen de résoudre le problème de la divergence d'intérêts.
- Comme il a été mis en évidence dans la section 10.5, la combinaison d'une taxe et d'une approche volontaire, par exemple un accord environnemental négocié, est de nature à accroître « l'acceptabilité politique » de la taxe – en limitant ses effets négatifs éventuels sur la compétitivité sectorielle – au prix d'une réduction de l'efficacité environnementale ou d'un alourdissement de la charge économique imposée à d'autres agents.
- Ainsi qu'il a été démontré dans la section 10.3, associer une taxe et un système d'échange de permis d'émission peut aider à limiter l'incertitude sur les coûts de mise en conformité – par comparaison avec un système d'échange appliqué isolément.
- En revanche, cette combinaison accroîtrait l'incertitude concernant l'efficacité environnementale.
- Ainsi qu'il a été mis en évidence dans la section 10.2, l'application simultanée d'un dispositif réglementaire et d'une taxe liée à l'environnement risque de restreindre inutilement les marges de manœuvre qu'une taxe laisse aux pollueurs pour adopter des solutions de dépollution d'un rapport coût-efficacité satisfaisant.

Notes

1. Pour de plus amples informations, se reporter à OCDE (à paraître, a).
2. La « théorie de l'optimum de second rang » nous apprend par ailleurs que, de façon générale, il faut, pour parvenir à un résultat « optimal », mettre en œuvre autant d'instruments que de défaillances générées par le marché.
3. Par exemple : la Corée, le Danemark, la France, la Norvège, la République tchèque, la Suède et la Suisse.
4. Il est difficile de savoir exactement ce qui motive l'application de deux instruments fiscaux différents pour réduire les émissions d'oxydes de soufre – en l'occurrence, un « prix fictif » pour les émissions de SO₂ en général et un « prix fictif » encore plus élevé pour les émissions de SO₂ résultant de la consommation d'essence et de gazole. Or, d'une façon générale, les nuisances

provoquées par les émissions de SO₂ provenant des véhicules à moteur ne diffèrent pas de celles produites par les émissions de SO₂ imputables à d'autres sources. On peut cependant avancer l'explication selon laquelle ces taxes inciteraient les raffineries de pétrole à produire des carburants propres, ce qui pousserait les constructeurs automobiles à créer des moteurs réduisant également les émissions de plusieurs autres polluants.

5. Voir CUE (1999).
6. La présente section repose largement sur OCDE (2003b).
7. Les effets de l'incertitude concernant les avantages marginaux de la réduction des émissions ne sont pas analogues dans la mesure où les entreprises réagiront à peu près de la même manière dans les deux cas.
8. Voir Jacoby et Ellerman (2004) qui étudient la notion de « soupape de sécurité » dans le cadre de la politique climatique.
9. Dans la version finale de la Directive, le montant de la pénalité applicable au cours de la première phase est fixé à 40 EUR/tonne (voir UE, 2003a).
10. À l'inverse, dans le système de droits de mise en décharge instauré au Royaume-Uni pour les déchets municipaux biodégradables, les pouvoirs publics avaient envisagé de fixer un plafond par le biais d'une pénalité/taxe, mais ils ont finalement jugé que c'était inutile dans la mesure où l'incertitude sur les coûts du réacheminement des déchets était pratiquement inexistante (DETR, 2001).
11. Si la taxe n'est pas utilisée comme « soupape de sécurité » dans ce cas, c'est peut-être parce qu'un système d'échange d'allocations de mise en décharge a récemment été couplé à la taxe en vigueur dans le but explicite de garantir le respect des limites quantitatives fixées conformément à la Directive de l'UE sur la mise en décharge. Or, l'introduction d'une « soupape de sécurité » accroîtrait l'incertitude sur l'atteinte de l'objectif environnemental.
12. On trouvera à l'adresse www.epa.gov/airmarkets des données sur l'efficacité des procédures de suivi de ce programme. Des sanctions distinctes peuvent être appliquées en cas de truchage des équipements de surveillance.
13. Voir DETR (2001), où sont analysés les principes retenus pour déterminer le niveau des pénalités dans le système britannique d'échange de droits de mise en décharge.
14. Dans le même ordre d'idée, il faut noter que certains régimes réglementaires permettaient déjà de bénéficier de cette rente à travers la délivrance de permis (voir Fullerton et Metcalf, 1997), mais celle-ci n'était toutefois pas convertible en actif, ce qui ne veut pas dire pour autant qu'elle était de moindre valeur. De fait, dans certains cas, elle s'est révélée plus intéressante que les permis distribués gratuitement. Si l'on prend l'exemple de la réglementation de l'EPA relative à la pollution, le New-Source Bias a été institué pour que les entreprises auxquelles des permis avaient été alloués bénéficient de la rente générée par les barrières élevées destinées à freiner l'accès aux nouveaux entrants.
15. À noter que les États membres de l'UE ont pour la plupart maintenu les taxes sur l'énergie appliquées aux entreprises prenant part au régime d'échange de droits d'émission de gaz à effet de serre au niveau de l'Union européenne instauré en 2005. Même si, dans l'ensemble, le secteur s'est opposé à la mise en place de ce système d'échange, les entreprises concernées ont ainsi bénéficié gratuitement d'une substantielle rente économique.
16. Voir l'étude approfondie publiée sur ce sujet par Johnstone (1999).
17. Or, dans la mesure où une meilleure réactivité des prix permet d'atteindre l'objectif environnemental donné moyennant une moindre variation des prix relatifs, l'efficacité économique de la combinaison d'instruments choisie en serait également accrue.
18. Voir, par exemple, la revue bibliographique publiée récemment par Gillingham, Newell et Palmer (2004) sur les politiques de l'énergie hors transport.
19. Cette section s'inspire largement de OCDE (2003c) et Braathen (2005).
20. On trouvera de plus amples détails dans l'étude réalisée par l'OCDE (2003a), qui relatait le processus d'élaboration des modalités de ces accords jusqu'en 2000.
21. L'augmentation de la consommation énergétique imputable à la réduction fiscale a été estimée à 5 % en 1993 et 1995, mais à 1 % seulement en 1997, année où l'allègement proposé aux entreprises participantes a été beaucoup plus faible. Les années suivantes, la réduction fiscale a de nouveau été relevée, ce qui s'est généralement traduit par de nouvelles hausses de la consommation énergétique. Il faut souligner que les calculs effectués ici tiennent uniquement compte des allègements fiscaux

accordés aux entreprises parties prenantes à des accords. Les incidences de la réduction fiscale – beaucoup plus importantes – accordée à toutes les entreprises appliquant des procédés industriels légers ou lourds n'ont pas été estimées.

22. Lorsqu'une installation à forte intensité énergétique utilise moins de 90 % de l'énergie sur un site, l'unité de production faisant l'objet d'un accord sur le changement climatique est soumise à une évaluation spécifique permettant de déterminer avec précision sa consommation. Selon le DEFRA (2001), le coût de cette évaluation est de l'ordre de 1 000 à 5 000 GBP par compteur, voire davantage lorsque les systèmes d'approvisionnement sont particulièrement complexes. Un programme d'installation de sous-compteurs a été mis en place dans certains secteurs, comme la grande distribution et l'aéronautique. Les secteurs de la grande distribution et de la boulangerie comptent *plus d'un millier de sites* où sont effectuées des activités ouvrant droit au bénéfice d'un accord et où des mesures complémentaires doivent être mises en œuvre pour qu'ils puissent être partie prenante à un accord. Cet exemple permet d'illustrer *l'importance considérable* des coûts administrés qu'entraînent les accords négociés.
23. Plusieurs usines fortement polluantes ont néanmoins été fermées depuis 1999 – pour des raisons sans aucun lien avec l'accord d'intention. Au lieu de réhabiliter des usines ayant de toute façon une rentabilité faible ou moyenne, il peut être moins coûteux pour la collectivité d'atteindre les mêmes objectifs environnementaux en fermant certaines de ces unités de production. Selon la Fédération norvégienne des industries de transformation, les émissions produites par les usines parties à l'accord ont augmenté de 1 700 tonnes, soit 13.7 %, entre 2003 et 2004 grâce à l'amélioration de la conjoncture.
24. L'objectif environnemental global de la Norvège est dans ce cas celui auquel elle s'est engagée dans le cadre du protocole de Göteborg. Il s'agit donc de déterminer le niveau des réductions que doivent opérer les industries de transformation – pour lesquelles les coûts de réduction des émissions sont les plus faibles, mais pour lesquelles on craint par ailleurs une détérioration de la position concurrentielle au niveau international. Il faut toutefois souligner que pour le reste de l'économie norvégienne, la protection de la compétitivité de ce secteur se traduit par une hausse des coûts – et une baisse de compétitivité.
25. En l'occurrence, l'Autorité norvégienne de lutte contre la pollution avait réalisé des études détaillées sur les coûts des différentes formules de réduction des émissions (voir SFT, 2001). Même si les conclusions de ces études sont tout à fait exactes, il n'en demeure pas moins qu'il existe en général une asymétrie d'information en faveur des entreprises et au détriment des autorités publiques.
26. Pour un examen plus détaillé des subventions dommageables pour l'environnement, voir OCDE (2005c).
27. Il faut d'ailleurs rappeler que la production de biocarburants est elle-même grande consommatrice d'énergie – et induit également divers autres effets environnementaux négatifs associés, par exemple, à l'application de pesticides et engrais, etc.
28. Ce qui est notamment le cas lorsque les loyers sont réglementés.
29. Comme toujours, il ne faut pas oublier de prendre en compte le rapport coût-avantages de l'application d'instruments complémentaires.
30. Le secteur des déchets est aussi un bon exemple de l'absence fréquente d'évaluations économiques – fondées sur le cycle de vie – des coûts et avantages qu'imposent les objectifs fixés et les combinaisons d'instruments appliquées.
31. Il semble que dans de nombreux pays membres, c'est surtout le *volume total des déchets* qui retient l'attention, alors qu'il serait plus judicieux de se focaliser plus explicitement sur les *différents impacts environnementaux négatifs causés par différents flux de déchets*.

ANNEXE TECHNIQUE AU CHAPITRE 3

Estimation des élasticités-prix

(Les expressions en italiques font généralement l'objet d'une explication à un endroit ou un autre du texte.)

L'élasticité-prix se définit comme la mesure du changement de comportement induit par une variation des prix. Ainsi, l'élasticité-prix de la demande d'énergie des ménages rend compte de l'évolution de la consommation des ménages face à une variation des prix du fuel domestique et de l'électricité. Différents types de données (séries temporelles, données transversales ou données de panel) et différentes méthodes d'estimation peuvent être utilisés pour estimer des élasticités-prix. Étant donné que les estimations diffèrent en fonction de la méthode employée, il est important de savoir quelle technique d'estimation est la plus adaptée au type de données utilisé et au modèle envisagé.

A.1. Choix du type de données

Trois types de données peuvent être utilisés pour calculer des élasticités-prix : des données en coupe transversale, des données temporelles ou des données de panel. Les définitions en sont les suivantes (Greene, 1997) :

- Une *coupe transversale* est un ensemble d'observations, toutes relevées à la même date, concernant différentes entités.
- Une *série chronologique* est un ensemble d'observations relevées à des dates différentes (généralement équidistantes les unes des autres) concernant la même entité.
- Un *panel* est une combinaison de coupes transversales et de séries temporelles; il se compose d'observations relevées à plusieurs dates pour un grand nombre d'entités, autrement dit d'observations relevées à plusieurs dates pour une même coupe transversale.

L'utilisation de données transversales implique que l'on suppose implicitement que les entreprises et les ménages ont eu le temps de s'adapter à la variation des prix à laquelle ils sont confrontés. Si des modifications importantes des prix relatifs sont intervenues peu avant la sélection de la coupe transversale, cette hypothèse ne tient pas.

De nombreuses estimations des élasticités-prix reposent certes sur des données transversales ou des séries temporelles, mais un examen des études des élasticités du trafic routier et de la consommation de carburant (Graham et Glaisher, 2002; Goodwin et al., 2004) montre que les auteurs de la plupart des travaux récents tendent à préférer les données de panel aux données transversales. Cela peut s'expliquer pour deux raisons. Premièrement, avec des données de panel (comme avec des séries temporelles d'ailleurs)

on introduit expressément la variable temps dans le modèle. En conséquence, les données de panel sont moins sensibles au risque de biais lié à l'omission d'une variable et elles offrent un cadre plus souple pour l'analyse des différences de comportement entre les entités composant la coupe transversale.

De leur côté, les séries temporelles présentent quelques inconvénients. D'abord, compte tenu du temps que peut mettre une variation de prix pour faire sentir tous ses effets sur la demande, il est indispensable de disposer de séries longues. Pour rendre compte du caractère progressif de l'ajustement de la demande face à une variation de prix, il faut généralement intégrer dans le modèle des élasticités à court et à long termes. En outre, les estimations peuvent être fortement influencées par la spécification retenue de sorte que toute erreur de spécification entame considérablement la fiabilité des estimations reposant sur des séries temporelles. Sans compter les problèmes d'autocorrélation auxquels s'expose fréquemment ce type de données.

D'un autre côté, les estimations obtenues à partir de données transversales sont moins sensibles à une erreur de spécification que celles reposant sur des séries temporelles ou des données de panel, la variance des premières étant moins grande que celle des secondes. Elles fournissent donc une meilleure approximation des effets à long terme que les estimations fondées sur des séries temporelles. Cela dit, le risque d'hétéroscédasticité (avec tous les problèmes qui l'accompagnent) est plus fréquent avec ce type de données.

Pesaran et Smith (1995) ont comparé les élasticités-prix à long terme de la demande d'énergie obtenues avec trois types de données : des données transversales, des séries temporelles et des données de panel. Leurs résultats montrent que les trois méthodes aboutissent à des valeurs très différentes. En l'occurrence, les estimations sur données transversales sont en général les plus élevées, celles sur séries temporelles les plus faibles, y compris sous forme de moyennes pondérées (c'est-à-dire si l'on prend la moyenne des estimations obtenues pour les différents groupes), et celles sur données de panel se situent entre les deux. Cela dit, l'utilisation de données de panel oblige à imposer que tous les coefficients aient la même valeur. Cette hypothèse induit une *corrélation sérielle* et aboutit à des estimations non convergentes dès lors que des valeurs retardées de la variable dépendante interviennent dans la régression (Pesaran et Smith, 1995). Les auteurs recommandent donc l'emploi de séries temporelles pour l'estimation des élasticités-prix à long terme de la demande d'énergie. Un avis identique est formulé par Hanly et al. (2002), lesquels mettent en évidence la primauté des séries temporelles pour l'estimation des élasticités à court et à long terme dans un cadre dynamique, en particulier dans le secteur des transports.

Les techniques économétriques classiques peuvent être appliquées sur des données transversales, des séries temporelles ou des données de panel. Avec des séries temporelles ou des données transversales, on utilise habituellement la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO) tandis qu'avec des données de panel on a recours soit aux MCO (modèle à effets fixes) soit aux moindres carrés généralisés (MCG) (modèle à effets aléatoires). Une description des différents types de modèles et des différentes approches économétriques est fournie dans la section suivante¹.

Différences entre micro et macro-données

Pour estimer des élasticités-prix on peut s'appuyer aussi bien sur des données micro que sur des données macro. Cela dit, étant donné les différences fondamentales qui existent entre ces deux types de données, les mêmes techniques économétriques ne peuvent être appliquées sans certaines précautions.

Les données micro, telles que les caractéristiques d'un ménage ou d'une entreprise, affichent toujours des valeurs très différentes pour une même variable. Grâce à cette hétérogénéité, elles ne soulèvent généralement pas de problème majeur, de *corrélations sérielles* (c'est-à-dire de corrélation entre la *variable dépendante* et le terme d'erreur, qui rend compte de tout ce sur quoi on ne dispose pas d'information) par exemple, et l'estimation est relativement simple. Par contre, les données macro ne présentent pas une telle diversité. Elles renvoient toujours à des variables *non stationnaires* et/ou intégrant une tendance, comme le revenu, la consommation, ou le niveau des prix. Il n'est donc pas rare qu'elles suivent des évolutions parallèles du fait de l'existence d'une tendance commune. Ce phénomène, généralement associé aux séries temporelles et aux données de panel, doit être soigneusement pris en compte lors de l'estimation².

Habituellement, pour remédier au problème, on inclut dans le modèle une tendance temporelle afin d'éliminer l'effet du temps sur les autres variables de sorte que leur coefficient rende compte de l'influence réellement exercée par ces dernières sur la variable dépendante. L'emploi de ce genre de techniques, dites *techniques de cointégration*, et des modèles correspondants est recommandé avec des séries temporelles non stationnaires³.

En raison des différences entre les deux types de données, on n'appliquera pas la même technique économétrique selon qu'on utilise des données micro ou macro. Avec des données micro, on peut recourir à n'importe laquelle des méthodes classiques : MCO, MCG, et variables instrumentales (VI) (si la variable dépendante est continue) ou maximum de vraisemblance (MV) (si la variable dépendante est discrète). Compte tenu des risques d'intégration ou de corrélation sérielle associés aux données macro, l'utilisation de ce type de données interdit l'emploi des MCO, qui aboutiraient à des estimations biaisées ou non convergentes, et il est alors recommandé de recourir soit au MV soit aux MCG (Greene, 1997).

Estimations dérivées de modèles EGC

Les élasticités-prix sont parfois estimées au moyen de modèles EGC (équilibre général calculable), en particulier dans le domaine des échanges (voir, par exemple, Hertel et al., 2004). Divers auteurs ont toutefois mis l'accent sur la médiocrité des performances et le manque de bien-fondé économétrique de ce genre d'approche (McKittrick, 1998). Qui plus est, les modèles EGC nécessitent de (très) vastes ensembles de données et les estimations qui en résultent sont très sensibles au choix de la forme des fonctions. Un approfondissement des travaux sur la modélisation en EGC est donc indispensable avant que l'on puisse espérer obtenir avec ce type de modèles des estimations fiables et robustes des élasticités-prix.

A.2. Choix du type de modèle de régression

Description des différents modèles de régressions

Le modèle classique de régression transversale se définit comme suit :

$$y_i = \alpha + \beta'x_i + \varepsilon_i \quad \text{avec } i = 1, 2, \dots, N$$

où α est une constante, x_i représente les caractéristiques de l'observation i et ε est le terme d'erreur qui rend compte de l'influence de tout ce qui n'a pas été observé.

Le modèle type de régression sur séries chronologique s'écrit pour sa part comme suit :

$$y_t = \beta_1 + \beta_2 x_t + \beta_3 y_{t-1} + \varepsilon_t \quad \text{avec } t = 1, 2, \dots, T.$$

Ce modèle est dit « autorégressif », car il inclut des valeurs retardées de la variable dépendante en tant que variables explicatives. Il en existe une autre forme, dite « à moyenne mobile », qui s'écrit comme suit :

$$y_t = \beta_1 + \beta_2 x_t + u_t - \lambda u_{t-1} \quad \text{avec } t = 1, 2, \dots, T.$$

Cette forme correspond au cas où le terme d'erreur, ε_t , n'est pas un *bruit blanc* et peut être considéré comme la combinaison de deux bruits blancs (ou plus)⁴. En combinant les deux modèles, on obtient ce qu'on appelle un processus « autorégressif à moyenne mobile », par exemple :

$$y_t = \beta_1 + \beta_2 x_t + \beta_3 y_{t-1} + u_t - \lambda u_{t-1} \quad \text{avec } t = 1, 2, \dots, T.$$

Comme on l'a vu plus haut, les données de panel sont une combinaison de données transversales et de séries temporelles. De ce fait, le modèle de régression le plus couramment utilisé avec ce genre de données est le suivant :

$$y_{it} = \alpha_i + \beta' x_{it} + \varepsilon_{it} \quad \text{avec } i = 1, 2, \dots, N \text{ et } t = 1, 2, \dots, T.$$

Dans ce modèle, α_i représente les effets non observés. Une des principales hypothèses sous-tendant les modèles sur données de panel est que le coefficient, β , de la variable explicative x_{it} a la même valeur pour tous les sujets du panel : $\beta_i = \beta$ pour tout i . De son côté, la constante, α_i , diffère d'un sujet à l'autre. Dans ces conditions, deux cas sont possibles : soit les α_i sont des constantes déterministes (modèle à effets fixes), soit ils sont supposés être des variables aléatoires (modèle à effets aléatoires).

Dans le modèle à effets fixes, les effets individuels α_i sont représentés par des termes constants, d'où le nom de *modèle à effets fixes*. Ce type de modèle a généralement la forme suivante :

$$y_i = \alpha_i + X_i \beta + \varepsilon_i$$

Dans ce modèle, tous les paramètres sont constants et par souci de simplification on suppose que le temps n'a aucun effet. Ce type de modèle autorise une corrélation arbitraire entre les effets non observés, α_i , et les variables explicatives, x_{it} ⁵.

Le modèle à effets aléatoires type s'écrit comme suit :

$$y_{it} = \mu + \beta' x_{it} + \varepsilon_{it} \quad \text{avec } \varepsilon_{it} = \alpha_i + v_{it}$$

les α_i étant des effets aléatoires non observés rendant compte de l'hétérogénéité des sujets. Étant donné qu'ils sont supposés ne présenter aucune corrélation avec les x_{it} , ils sont intégrés dans le terme d'erreur et n'ont pas à être estimés séparément.

Pour choisir entre les deux modèles, on a recours au test de *Hausman*. Ce dernier part du principe que, dans l'hypothèse nulle d'absence de corrélation entre les α_i et les x_{it} , les résultats du modèle à effets fixes ne doivent pas différer systématiquement de ceux du modèle à effets aléatoires. Autrement dit, l'hypothèse nulle implique que l'estimateur du modèle à effets aléatoires est correct. Le test permet ensuite de comparer les deux estimations. Si elles diffèrent, cela signifie qu'il faut rejeter l'hypothèse nulle et qu'il existe une corrélation, qui plus est significative, ce qui implique qu'il faut adopter le modèle à effets fixes⁶.

Séries temporelles non stationnaires

Comme on l'a déjà indiqué, la plupart des variables économiques, par exemple le PNB ou la consommation, intègrent une forte composante tendancielle et ne correspondent pas à des processus faiblement stationnaires. Une série chronologique est dite faiblement non stationnaire lorsque la moyenne et la variance des données ne sont pas constantes au fil du temps. On parle alors souvent de données à tendance stochastique.

Souvent, on peut rendre ce genre de séries stationnaires en appliquant un opérateur de différence. Si une série y_t devient stationnaire après avoir été différenciée une fois, y_t est dite intégrée d'ordre un, et notée $I(1)$. Une série notée $I(d)$ est une série qui devient stationnaire à la d^{e} différence. Une série notée $I(0)$ est une série stationnaire.

L'approche type pour tenir compte de l'intégration est la suivante. On commence par déterminer si les séries sont stationnaires ou non. Pour cela, on utilise le *test de racine unitaire* (ou *test de Dickey-Fuller*). À titre d'exemple, considérons le modèle suivant :

$$y_t = \beta y_{t-1} + u_t$$

que nous estimons par les MCO. Si β prend une valeur supérieure ou égale à 1, de telle sorte que $y_t = y_{t-1} + u_t$, la variable stochastique y_t a une racine unitaire et la série chronologique n'est pas faiblement stationnaire. À l'inverse, si β a une valeur inférieure à l'unité, la série chronologique est stationnaire.

Si les séries sont non stationnaires, l'étape suivante consiste à déterminer si les variables sont ou non cointégrées. Considérons le modèle de régression suivant :

$$y_t = \alpha + \beta'x_t + \varepsilon_t$$

En règle générale si deux séries, y_t et x_t , sont toutes les deux $I(1)$, il peut exister un β tel que $\varepsilon_t = y_t - \alpha - \beta'x_t$. Tel peut être le cas, par exemple, lorsque deux séries affichent un taux de croissance à peu près identique. Deux séries qui satisfont cette condition sont dites cointégrées. Dans ces conditions, on peut isoler les déterminants de la relation sur longue période entre y_t et x_t de ceux de la relation sur courte période. Si les séries sont cointégrées, les élasticités à long terme sont estimées directement à partir de la régression de cointégration, laquelle se définit comme la différence première du modèle de régression précédent, à savoir :

$$\Delta y_t = \alpha + \beta' \Delta x_t + \varepsilon_t \text{ où } \Delta y_t = y_t - y_{t-1} \text{ et } \Delta x_t = x_t - x_{t-1}.$$

Pour estimer les élasticités à court terme, on peut utiliser un modèle à correction d'erreur. Ce type de modèle intègre un terme de correction d'erreur qui représente la *déviaton à la relation d'équilibre de long terme* (Greene, 1997).

Modèles statiques et modèles dynamiques

Les élasticités peuvent être estimées dans un cadre *statique* ou dans un cadre *dynamique*. Cela dit, le choix du modèle sera largement influencé par la nature des données disponibles.

Comme on l'a déjà souligné, les coupes transversales ne fournissent aucune information sur les évolutions dans le temps. Il apparaît donc logique de les utiliser dans des modèles statiques. Il n'en est pas moins possible, avec des données transversales, d'estimer des élasticités-prix à long terme. Le problème est alors que l'on ne sait pas très bien à quoi correspond ce « long terme ». Les séries temporelles et les données de panel, elles, sont habituellement modélisées dans un cadre dynamique; elles peuvent néanmoins aussi être intégrées dans un modèle statique.

Étant donné que le facteur temps n'intervient pas dans les modèles statistiques, les variables sont strictement exogènes et les coefficients varient de façon aléatoire et indépendante. Toutes les techniques économétriques s'appliquent donc, quel que soit le type de données utilisé. La plus fréquemment employée est celle des moindres carrés ordinaires (MCO), mais d'autres méthodes comme les moindres carrés généralisés (MCG) ou le maximum de vraisemblance (MV) aboutissent aussi à des estimations convergentes⁷ et sans biais⁸ de moyenne semblable (les variances, elles, peuvent différer). Reste que les modèles statistiques ne saisissent que la réaction instantanée face à une variation de prix et ne peuvent rendre compte de l'intégralité du processus d'ajustement de la demande à des fluctuations des prix. Pour ce faire, il faut utiliser des modèles dynamiques qui intègrent les répercussions potentielles à long terme d'une variation des prix sur la demande des ménages. Les modèles dynamiques présentent davantage d'attrait que les modèles statistiques dans la mesure où ils permettent de distinguer les effets à court terme des effets à long terme.

Cela dit, l'emploi de modèles dynamiques expose à divers problèmes, d'*endogénéité*⁹, de *corrélation sérielle* ou d'*intégration*, notamment. Dans ce cas, toutes les méthodes d'estimation ne fourniront pas forcément des estimateurs corrects. Les MCO, en particulier, sont à proscrire, car ils aboutissent à des estimations biaisées sur des données transversales et à des estimations non convergentes sur des séries temporelles ou des données de panel (Pesaran et Smith, 1995). Il faut donc recourir à d'autres techniques, par exemple les MCG ou le MV. Une autre méthode, proposée par Pesaran et Smith (1995) et dite « estimateur de la moyenne de groupe », consiste à estimer sur des données de panel (en grand nombre) des régressions distinctes pour les différents groupes puis à prendre la moyenne des coefficients sur l'ensemble des groupes. Il faut alors procéder à un calcul explicite des écarts-types car ceux ressortant des modèles dynamiques appliqués à des séries temporelles ne sont généralement pas corrects. Avec cette procédure, on obtiendra des estimateurs *efficaces* – c'est-à-dire sans biais et à variance minimum.

A.3. Méthodes d'estimation

Supposons que nous voulions estimer le modèle simple de régression linéaire suivant :

$$y_t = x_t\beta + u_t^{10}$$

Ce modèle implique une relation linéaire entre une variable y (qu'on souhaite expliquer et qu'on appellera donc *variable dépendante*) et d'autres variables qui sont supposées exercer une influence sur cette dernière. Ces autres variables sont appelées *variables explicatives* (variables non prédéterminées). Le terme u_t représente l'erreur imputable à tout ce qui n'a pas été observé, c'est-à-dire à tout ce qu'on ne connaît pas. Les u_t sont censés satisfaire les conditions suivantes :

$$E(u_t) = 0$$

$$V(u_t) = \sigma^2 \text{ pour tout } t$$

$$E(u_t u_s) = 0 \text{ pour tout } t \neq s$$

La matrice X , définie de telle sorte que $X = (x_1, x_2, \dots, x_N)$, regroupe toutes les variables explicatives supposées influencer sur la variable dépendante y . β est le paramètre qu'il faut estimer pour déterminer la relation entre y et X .

Pour estimer ce genre de modèle, on applique habituellement la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO). Soit $\hat{\beta}$ l'estimateur des MCO de β . $\hat{\beta}$ étant donné, on peut définir $\hat{y}$ (les valeurs prévues de y) comme suit :

$$\hat{y}_t = x_t \hat{\beta} + u_t$$

On peut aussi définir $\hat{u}$ de telle sorte que $\hat{u}_t = y_t - x_t \hat{\beta} = y_t - \hat{y}_t$. $\hat{u}_t$ est le vecteur des résidus mesurant l'écart entre les valeurs observées de $y(y)$ et les valeurs prévues de $y(\hat{y})$. À partir de là, la somme des carrés des résidus se définit comme suit : $\sum_t u_t^2 = u'u = (y - X\hat{\beta})'(y - X\hat{\beta})$.

La méthode des MCO consiste à trouver la valeur de $\hat{\beta}$ qui minimise la somme des carrés des résidus. Autrement dit, $OLS \rightarrow \hat{\beta} / \min u'u$.

Si les séries sont stationnaires, l'estimateur des MCO est sans biais et affiche une variance plus faible que n'importe quel autre estimateur s'appuyant sur un modèle de régression linéaire¹¹. Un estimateur qui présente ces deux propriétés est dit efficace.

Parfois, les conditions imposées sur le terme d'erreur u ne sont pas satisfaites. Par exemple, les erreurs peuvent être corrélées entre elles (*autocorrélation*) ou leur variance ne pas être constante dans le temps (*hétéroscédasticité*), de sorte que $V(u_t) = \sigma_t^2$ au lieu de $V(u_t) = \sigma^2$. Dans ce cas, la technique des MCO ne doit pas être appliquée car elle produirait des estimations biaisées et non convergentes de β . La pratique courante veut alors que l'on recourt à la méthode des moindres carrés généralisés (MCG), laquelle consiste à appliquer les MCO sur des données pondérées au moyen d'une matrice H telle que $H'H = [V(u)]^{-1} = [E(uu')]^{-1}$. Cette transformation aboutit au modèle de régression suivant :

$$y = X\beta + u \Rightarrow Hy = HX\beta + Hu \Rightarrow y^* = X^*\beta + u^*$$

Grâce à cette transformation, les u pondérés (u^*) retrouvent leur homoscedasticité (c'est-à-dire que leur variance devient constante au fil du temps), ce qui permet d'appliquer la méthode des MCO.

L'estimateur des MCG de β sera plus convergent et plus efficace que celui des MCO en présence d'hétéroscédasticité ou d'autocorrélation.

Un autre problème bien connu est que les variables explicatives entrant dans la matrice X (également appelées « régresseurs ») peuvent être corrélées avec les termes d'erreur; on parle alors de *corrélation sérielle*. Dans ce cas, une partie de la variation de la variable dépendante y due à la variation de u est attribuée aux variables explicatives en raison de la corrélation de ces dernières avec u . L'application de la méthode des MCO aboutit alors à des estimations biaisées et non convergentes. C'est pourquoi il est recommandé de recourir à une autre technique, dite des *variables instrumentales* (VI) ou des *instruments*.

L'approche VI consiste en l'occurrence à construire des variables (les *instruments*) que l'on substituera à celles de la matrice X qui présentent une corrélation avec les u . La méthodologie comporte généralement deux étapes : premièrement la création des instruments, W , et deuxièmement le remplacement des variables explicatives corrélées dans X par les éléments de W . Ensuite, le modèle de régression peut être estimé par les MCO. Le choix des instruments, W , revêt une importance capitale. Lorsque la technique des VI est utilisée sur des séries temporelles, on prend habituellement comme instruments des valeurs retardées des régresseurs corrélés. L'estimateur des VI est convergent et asymptotiquement¹² gaussien (c'est-à-dire qu'il suit asymptotiquement une loi normale). Comme il risque d'être biaisé lorsque l'échantillon est de petite taille, il est toutefois recommandé de limiter l'emploi de la méthode des VI aux grands échantillons.

Ces trois techniques sont normalement utilisées lorsqu'on ne connaît pas la fonction de répartition qui a généré l'échantillon dont les données sont tirées. Par contre, si on connaît la forme exacte de la loi de probabilité, il est possible d'obtenir des estimateurs plus efficaces que ceux des MCO, des MCG ou des VI. Dans ce cas en effet, la méthode du maximum de vraisemblance (MV) produit des estimateurs plus précis et plus appropriés.

La technique du MV consiste à maximiser la fonction de vraisemblance $L(\theta/y)$ afin de trouver la valeur particulière de θ qui a le plus de chances d'avoir généré l'échantillon y . La fonction de vraisemblance $L(\theta/y)$ est la fonction de densité conjointe des observations contenues dans l'échantillon y , soit en termes mathématiques $L(\theta/y) = f(y/\theta)$, les données étant supposées indépendantes. Une fonction de densité conjointe indique comment la densité de probabilité varie lorsque l'échantillon se modifie sous l'effet d'un paramètre spécifique θ . $L(\theta/y)$ peut donc être regardé comme une mesure de la vraisemblance que l'échantillon y soit la réalisation de la fonction de densité conjointe de paramètre caractéristique θ . L'estimateur du MV présente quelques propriétés intéressantes :

- Lorsque la technique est appliquée à de petits échantillons, il est non biaisé et affiche une faible variance (autrement dit il est efficace). En outre, il est invariant par reparamétrisation : si $\hat{\theta}$ est l'estimateur du MV de θ et $g(\theta)$ une fonction continue de θ , alors $g(\hat{\theta})$ est l'estimateur du MV de $g(\theta)$.
- Lorsque la technique est appliquée à de grands échantillons, il est convergent, asymptotiquement normal et asymptotiquement efficace.

A.4. Conclusion

Les avis divergent sur le type de données et la méthode d'estimation qu'il vaut mieux utiliser pour calculer des élasticités-prix. Plusieurs techniques d'estimation peuvent produire des résultats valables selon le type de données disponibles, le type d'élasticité recherché (à court ou à long terme), le processus dynamique retenu, les caractéristiques de la fonction de demande, etc. Si on veut calculer des élasticités à court terme, l'application des MCO sur des données transversales, des séries temporelles ou des données de panel aboutira à des estimations moyennes similaires des coefficients. Par contre, les choses se compliquent lorsqu'il s'agit de calculer des élasticités à long terme, ce qui nécessite le recours à des modèles dynamiques. Au vu de l'exposé qui précède, il semble que l'application de la technique de Pesaran et Smith (1995) sur des séries temporelles permette d'obtenir des estimations efficaces des élasticités-prix à long terme. Si on ne dispose pas de séries temporelles, l'utilisation de données transversales peut fournir des estimations fiables des élasticités à long terme, qui plus est en règle générale moins sensibles à une erreur de spécification que celles s'appuyant sur des séries temporelles.

Notes

1. Pour plus de précisions sur les différentes techniques économétriques et sur les modèles sur données de panel, se reporter à Greene (1997).
2. Les données transversales ne posent aucun problème d'intégration car elles ne font pas intervenir expressément la notion de temps.
3. On trouvera dans la section suivante un bref exposé sur les techniques de cointégration. Pour plus de précisions sur les séries temporelles non stationnaires et la cointégration, se reporter à Greene (1997).

4. Un terme d'erreur u est appelé un *bruit blanc* dès lors qu'il répond aux conditions spécifiques suivantes : la moyenne, ou l'espérance, de u est nulle [$E(u_i) = 0$ pour tout i], la variance de u est égale à σ^2 [$E(u_i^2) = \sigma^2$ pour tout i], et la covariance entre u_i et u_j est nulle [$E(u_i u_j) = 0$ pour $i \neq j$], c'est-à-dire qu'il n'existe aucune corrélation entre u_i et u_j .
5. Une telle corrélation peut être due à des erreurs de mesure ou au caractère endogène de certaines variables explicatives. Pour plus de précisions, se reporter à Greene (1997).
6. Pour plus d'informations, se reporter à Greene (1997).
7. Un estimateur d'un paramètre b est dit convergent s'il tend en probabilité vers la valeur vraie du paramètre, β . En termes mathématiques, $\text{plim}(b) \rightarrow \beta$.
8. Un estimateur b d'un paramètre β d'une distribution est dit sans biais si la moyenne de la distribution de b est égale à β . En termes mathématiques, b est non biaisé si $E(b) = \beta$ quand $N \rightarrow \infty$.
9. Une variable est dite endogène à un modèle dès lors qu'elle est, ne serait-ce que partiellement, fonction d'autres paramètres ou variables du modèle.
10. Ou, sous forme vectorielle, $y = X\beta + u$.
11. L'estimateur des MCO est qualifié de « meilleur estimateur linéaire sans biais ».
12. Le terme « asymptotiquement » renvoie aux propriétés des grands échantillons.

Bibliographie

- AASNESS, Jørgen et Erling RØED LARSEN, (2002), *Distributional and Environmental effects of Taxes on Transportation*, Discussion Papers, n° 321, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp-321.pdf.
- AEE (Agence européenne de l'environnement) (2005), *Market-based instruments for environmental policy in Europe*, EEA Technical Report 8/2005, Agence européenne de l'environnement, Copenhague.
- AEE (2006), *Transport and environment: facing a dilemma*, EEA Report No. 3/2006, Agence européenne de l'environnement, Copenhague.
- Agence pour la protection de l'environnement du Japon (1997), « Japan Economic Quarterly: News from the Environment Agency », septembre 1997.
- AGNOLUCCI, Paolo et Paul EKINS (2004), *The Announcement Effect and Environmental Taxation*, Tyndall Centre for Climate Change Research, Working Paper 53, University of East Anglia, Norwich, consultable à l'adresse www.tyndall.ac.uk/publications/working_papers/wp53.pdf.
- AGNOLUCCI, Paolo, Terry BARKER et Paul EKINS (2004), *Hysteresis and Energy Demand: The Announcement Effects and the Effects of the UK Climate Change Levy*, London: Policy Studies Institute, document reprographié; et Tyndall Centre for Climate Change Research, Working Paper 51, University of East Anglia, Norwich, consultable à l'adresse www.tyndall.ac.uk/publications/working_papers/wp51.pdf.
- AIE (Agence internationale de l'énergie) (1999), *The reduction of greenhouse gas emission from the cement industry*, IEA Greenhouse Gas R&D Programme. AIE/OCDE, Paris.
- ANDERSEN, Mikael Skou (1999), « Governance by green taxes: implementing clean water policies in Europe 1970-1990 », *Environmental Economics and Policy Studies* (1999) 2, pp. 39-63.
- ARMINGTON, Paul (1969), « A theory of demand for products distinguished by place of production », *IMF Staff papers*, Fonds monétaire international (FMI), Washington DC.
- ASHIABOR, Hope, Kurt DEKETELAERE, Larry KREISER et Janet MILNE (dir. publ.) (2005) *Critical Issues in Environmental Taxation: International and Comparative Perspectives*, vol. II, Richmond Law and Tax Ltd., Richmond, Royaume-Uni.
- ASSUNÇÃO, Lucas et Xiang Zhong ZHANG (2002), *Domestic Climate Change Policies and the WTO*, Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement (CNUCED), UNCTAD Discussion Papers, n° 164, Genève, novembre 2002.
- BACH, Stephan et al. (2001), *Die ökologische Steuerreform in Deutschland* (La réforme fiscale écologique en Allemagne) (en allemand), Physika-Verlag, Heidelberg 2001.
- BACH, Stephan (2005), *Be- und Entlastungswirkungen der Ökologischen Steuerreform nach Produktionsbereichen* (Effets négatifs et positifs de la réforme fiscale écologique par secteur de production), rapport établi pour l'Umweltbundesamt (UBA – Agence fédérale de l'environnement) (en allemand), Berlin, consultable à l'adresse www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2960.pdf.
- BARANZINI, Andrea et Philippe THALMANN (dir. publ.), *Voluntary Approaches in Climate Policy*, Edward Elgar, Cheltenham.
- BARDE, Jean-Philippe et Nils Axel BRAATHEN (2005), « Environmentally Related Levies », dans Sijbren CNOSEN (dir. publ.) (2005), *Theory and Practice of Excise Taxation*, Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni.
- BARDE, Jean-Philippe et Nils Axel BRAATHEN (à paraître), « Green Tax Reforms in OECD Countries: An Overview », dans Peter N. NEMETZ (dir. publ.) (à paraître), *Sustainable Resource Management: Reality or Illusion?*, Edward Elgar, Cheltenham.
- BARKER, Terry, Paul EKINS et Nick JOHNSTONE (dir. publ.) (1995), *Global Warming and Energy Demand*, Routledge, 1995.

- BARTELINKS, Helen et al. (2005), *Effectiveness of landfill taxation*, rapport établi pour le Ministerie van Volkshuisvesting Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (VROM – ministère du Logement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement des Pays-Bas), Instituut voor Milieuvraagstukken (IVM – Institut d'études environnementales), Vrije Universiteit, Amsterdam, consultable à l'adresse www.ivm.falw.vu.nl/Research_output/index.cfm/home_subsection.cfm/subsectionid/FF91BCBD-EAFE-426A-ABB8184073A39BBF.
- BATES, J. (1995), *Full fuel Cycle Atmospheric Emissions and Global Warming Impacts from UK Electricity Generation*, Energy Technology Support Unit, Harwell.
- BENEDICK, Richard Elliott, (1998) *Ozone Diplomacy: New Directions in Safeguarding the Planet*, Enlarged edition, Cambridge, MA, Harvard University Press, 1998.
- BIERMANN, Frank et BROHM, Rainer (2003), *Implementing the Kyoto Protocol Without the United States: The Strategic Role of Energy Tax Adjustments at the Border*, Global Governance Working Paper, n° 5, janvier 2003, consultable à l'adresse <http://glogov.org>.
- BJØRNER, Thomas Bue et Henrik Holm JENSEN (2002), « Energy taxes, voluntary agreements and investment subsidies – a micro-panel analysis of the effect on Danish industrial companies' energy demand », *Resource and Energy Economics* 24 (2002), pp. 229-249.
- BJERTNÆS, Geir H. et Taran FÆHN (2004), *Energy Taxation in a Small, Open Economy: Efficiency Gains under Political Restraints*, Discussion Papers, n° 387, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp387.pdf.
- BOLTHO, A. (1996), « The assessment: international competitiveness », *Oxford Review of Economic Policy*, vol. 12, n° 3, pp.1-16.
- BORK, Christhart (2003), *Distributional Effects of the Ecological Tax Reform in Germany – An Evaluation with a Microsimulation Model*, document élaboré pour l'atelier de l'OCDE sur la répartition des avantages et des coûts des politiques environnementales, Paris, 4-5 mars 2003, dans SERRET et JOHNSTONE (dir. publ.) (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham et OCDE, Paris.
- BOSELLO, F., C. CARRARO et M. GALEOTTI (2001), « The Double Dividend Issue: Modeling Strategies and Empirical Findings », *Environment and Development Economics* 6, pp. 9-45.
- BOVENBERG, A. Lans (1995), « Environmental Taxation and Employment », *De Economist* 143, pp. 111-140.
- BOVENBERG, A. Lans (1998), « Environmental Taxation and the Double Dividend », *Empirica* 25, pp. 15-35.
- BOVENBERG, A. Lans (1999), « Green Tax Reforms and the Double Dividend: An Updated Reader's Guide », *International Tax and Public Finance* 6, pp. 421-443.
- BOVENBERG, A. Lans et Lawrence H. GOULDER (2003), *Confronting industry-distributional concerns in US climate-change policy*, Les séminaires de l'Idri, n° 6, Institut du Développement Durable et des Relations Internationales, consultable à l'adresse www.idri.org/iddri/telecharge/mardis/06_goulder.pdf.
- BOVENBERG, A.L. et F. van der PLOEG (1994), *Environmental policy, public finance and the labour market in a second-best world*, *Journal of Public Economics*, 55, pp. 349-390.
- BRAATHEN, Nils Axel (2005), « Environmental Agreements Used in Combination with Other Policy Instruments », dans Edoardo CROCI (dir. publ.) (2005), *The Handbook of Environmental Voluntary Agreements*, Springer, Dordrecht.
- BRACK, Duncan (1996), *International Trade and the Montreal Protocol*, The Royal Institute of International Affairs, Earthscan, Londres.
- BRACK, Duncan (1997), *The Growth and Control of Illegal Trade in Ozone-Depleting Substances*, document communiqué à la Conférence internationale sur la protection de la couche d'ozone organisée à Taipei en 1997 (décembre 1997).
- BRACK, Duncan, Michael GRUBB et Craig WINDRAM (2000), *International Trade and Climate Change Policies*, The Royal Institute of International Affairs, Earthscan, Londres.
- BRÄNNLUND, Runar et Jonas NORDSTRÖM (2004), *Carbon Tax Simulations Using a Household Demand Model*, *European Economic Review* 48, 2004, pp.311-333.
- BRUVOLL, Annegrete et Bodil Merete LARSEN (2004), « Greenhouse gas emissions in Norway: Do carbon taxes work? », *Energy Policy* 32 (2004). Voir la version antérieure, Discussion Papers, n° 337, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), Oslo, consultable à l'adresse www.ssb.no/cgi-bin/publsoek?job=forside&id=dp-337&kode=dp&lang=en.

- BYE, Torstein, Maria Wist LANGMOEN et Jørgen AASNESS (2004), *Pris- og inntektselastisiteter for husholdningenes etterspørsel etter elektrisitet – en metaanalyse for nordiske land* (Élasticité de la demande d'électricité des ménages par rapport aux prix et aux revenus – méta-analyse pour les pays nordiques) (en norvégien), document non publié, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), Oslo.
- Cambridge Econometrics (2005), *Modelling the Initial Effects of the Climate Change Levy*, rapport soumis à HM Customs and Excise, Cambridge Econometrics, Department of Applied Economics, University of Cambridge et Policy Studies Institute, consultable à l'adresse http://customs.hmrc.gov.uk/channelsPortalWebApp/channelsPortalWebApp.portal?_nfpb=true&_pageLabel=pageLibrary_MiscellaneousReports&propertyType=document&columns=1&id=HMCE_PROD1_023971.
- CAMERON, J. (1993), « The GATT and the Environment », dans P. SANDS (dir. publ.), *Greening International Law*, Earthscan, Londres, 110, p. 113.
- Carbon Trust (2004), *The European Emissions Trading Scheme: Implications for Industrial Competitiveness*, The Carbon Trust, Londres, consultable à l'adresse www.thecarbontrust.co.uk/carbontrust/about/publications/European%20Emissions%20Trading%20Scheme_Implications%20for%20Industrial%20competitiveness.pdf.
- CCE (Commission des Communautés européennes) (2001a). Proposition de directive du Parlement européen et du Conseil 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, COM(2001)581 Final – 2001/0245 (COD), Commission des Communautés européennes, Bruxelles, consultable à l'adresse http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/pdf/2001/fr_501PC0581.pdf.
- CCE (2002a), *Fiscal Measures to Reduce CO₂ Emissions from New Passenger Cars*, rapport établi par le COWI pour la Commission européenne, DG Environnement, Bruxelles, consultable à l'adresse http://europa.eu.int/comm/taxation_customs/resources/documents/co2_cars_study_25-02-2002.pdf.
- CCE (2002b), *Proposition modifiée de Directive du Parlement européen et du Conseil 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*, Com(2002)680 Final – 2001/0245 (COD), Commission des Communautés européennes, Bruxelles, consultable à l'adresse http://europa.eu.int/eur-lex/fr/com/pdf/2002/com2002_0680fr01.pdf.
- CCE (2002c), *European Agriculture Entering the 21st Century*, Commission européenne, Direction générale de l'agriculture, Bruxelles.
- CCE (2005), *Proposition de Directive du Conseil concernant les taxes sur les voitures particulières*, COM(2005)261 final, Commission des Communautés européennes, Bruxelles, consultable à l'adresse <http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52005PC0261:FR:HTML>.
- CEMT (2000), *Taxation efficiente des transports*, OCDE/CEMT, Paris.
- CEMT (2003), *La réforme des taxes et des redevances dans les transports*, OCDE/CEMT, Paris.
- CHARNOVITZ, Steve (1993), « Environmental trade measures and economic competitiveness: an overview of the issues », dans OCDE (1993), *Politiques environnementales et compétitivité industrielle*, OCDE, Paris, pp. 141-149.
- CHARNOVITZ, Steve (2003), *Trade and Climate: Potential Conflicts and Synergies*, The Pew Centre on Global Climate Change, projet liminaire, juillet 2003.
- CNOSSEN, Sijbren (dir. publ.) (2005), *Theory and Practice of Excise Taxation*, Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni.
- Commission d'enquête sur la concurrence dans le transport aérien (1999), *Om betydningen av skatter, avgifter og gebyrer for luftfartens konkurransevilkår* (Effet des taxes, droits et redevances sur la concurrence dans le transport aérien) (en norvégien), rapport établi pour le ministère des Finances, Oslo.
- Conseil des impôts (2005), *Fiscalité et environnement. Vingt-troisième rapport au président de la République*, Conseil des impôts, Paris, consultable à l'adresse www.ccomptes.fr/organismes/conseil-des-impots/rapports/fiscalite-environnement/rapport.pdf.
- Conseil des ministres des pays nordiques (1999), *The Scope for Nordic Co-ordination of Economic Instruments in Environmental Policy*, TemaNord, 1999:550, Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague.
- Conseil des ministres des pays nordiques (2001), *An Evaluation of the Impact of Green Taxes in the Nordic Countries*, TemaNord 2000:561, Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague, consultable à l'adresse www.norden.org/pub/ebook/2001-566.pdf.
- Conseil des ministres des pays nordiques (2002), *The Use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 1999-2001*, TemaNord 2002:581, Conseil des ministres des pays nordiques, Copenhague, consultable à l'adresse www.norden.org/pub/ebook/2002-581.pdf.

- CONVERY, Frank, Simon McDONNELL et Susana FERREIRA (2005), *The Most Popular Tax in Europe? Lessons from the Irish Plastic Bags Levy*, document communiqué à la 14^e conférence annuelle de l'EAERE (European Association of Environmental and Resource Economists), Brême, 23-26 juin 2005.
- COOK, Elizabeth (dir. publ.) (1996), *Ozone Protection in the United States: Elements of Success*, World Resources Institute.
- CORNILLIE, J. (2003), *Developments in EU CO₂ Emissions Allowance Trading*, document élaboré pour l'Environmental Policy Group, Oxera, Oxford.
- CORNWELL, Antonia et John CREEDY (1997), « Measuring the Welfare Effects of Tax Changes Using the LES: An Application to a Carbon Tax », *Empirical Economics*, 22, pp.589-613.
- CROCI, Edoardo (dir. publ.) (2005), *The Handbook of Environmental Voluntary Agreements*, Springer, Dordrecht.
- CUE (Conseil de l'Union européenne) (1999), *Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets*, Conseil de l'Union européenne, Bruxelles, consultable à l'adresse <http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31999L0031:FR:HTML>
- CUE (2003), *Directive 2003/96/CE du Conseil du 27 octobre 2003 restructurant le cadre communautaire de taxation des produits énergétiques et de l'électricité*, Conseil de l'Union européenne, Bruxelles, consultable à l'adresse <http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32003L0096:FR:HTML>.
- Danish Commerce and Companies Agency (2005), *Aktivitetsbasert måling af virksomheders administrative byrder af erhvervsrelateret regulering på Skatteministeriets område* (Évaluation de la charge administrative que les règles du ministère des Impôts font peser sur les entreprises), Danish Commerce and Companies Agency (Agence danoise pour le commerce et l'industrie), Copenhague (en danois, résumé en anglais), consultable à l'adresse www.amvab.dk/graphics/AdmLet/Publikationer/AMVAB_SKM_hovedrapport.pdf.
- DAVIE, Bruce F. (1995), *Border Tax Adjustments for Environmental Excise Taxes: The US Experience*, document élaboré pour les Allied Social Science Associations, janvier 1995, Washington.
- DAVIES, Bob et Michael DOBLE (2004), « The development and implementation of a Landfill Tax in the UK », dans OCDE (2004a), *Addressing the Economics of Waste*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www1.oecd.org/publications/e-book/9704031E.PDF.
- DAVIES, Bob et Helen DUNN (2003), communication du Royaume-Uni pour l'atelier de l'OCDE sur la répartition des avantages et des coûts des politiques environnementales (travaux d'analyse, observations et principaux enjeux), Paris, 4-5 mars 2003.
- DEFRA (Department for the Environment, Food and Rural Affairs) (2001), *Regulatory and Environmental Impact Assessment of Proposal to Introduce the Climate Change Agreements (Eligible Facilities) Regulations 2001*, DEFRA (Département de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales), Londres, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/ccl/reia-662/index.htm.
- DEFRA (2004a), *Review of Environmental and Health Effects of Waste Management: Municipal Solid Waste and Similar Wastes*, DEFRA, Londres, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/waste/research/health/pdf/health-report.pdf.
- DEFRA (2004b), *Review of Environmental and Health Effects of Waste Management: Municipal Solid Waste and Similar Wastes. Extended Summary*, DEFRA, Londres, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/waste/research/health/pdf/health-summary.pdf.
- DEFRA (2004c), *Economic Valuation of the External Costs and Benefits to Health and Environment of Waste Management Options*, DEFRA, Londres, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/waste/research/health/pdf/costbenefit-valuation.pdf.
- DELACHE, Xavier (2002), « Comments on the Discussion Paper », dans OCDE (2002b), *Implementing Environmental Fiscal Reform: Income Distribution and Sectoral Competitiveness Issues*, actes d'une conférence organisée à Berlin, Allemagne, 27 juin 2002, OCDE, Paris.
- DEMARET, Paul et Raoul STEWARDSON (1994), *Border Tax Adjustments Under GATT and EC Law and General Implications for Environmental Taxes*, 28 *Journal of World Trade* 4.
- DETR (Department of the Environment, Transport and the Regions) (2001), *Tradable landfill permits consultation paper*, DETR (Département de l'environnement, des transports et des régions), Londres, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/consult/tradeperm/pdf/tradable.pdf.
- Deutscher Bundestag (2002), *Antwort der Bundesregierung* (Réponse du gouvernement fédéral), Drucksache 14/9993, 7.10.2002, Deutscher Bundestag, Berlin, consultable à l'adresse <http://dip.bundestag.de/btd/14/099/1409993.pdf>.

- DIJKGRAAF, Elbert (2004), *Regulating the Dutch Waste Market*, thèse de doctorat, Centre de recherche en politique économique (OCFEB), Université Erasmus, Rotterdam, conclusions et résumé consultables à l'adresse www.seor.nl/ecri/pdf/psdef_samenu.pdf.
- DIJKGRAAF, Elbert et Herman R.J. VOLLEBERGH (2004), « Burn or bury? A social cost comparison of final waste disposal methods », *Ecological Economics*, 50 (2004).
- DORNBUSH, R. et J.M. POTERBA (dir. publ.), *Global Warming: Economic Policy Responses to Global Warming*, The MIT Press, Cambridge, Mass.
- DTI (Department of Trade and Industry) et DEFRA (2004), *Creating a Low Carbon Economy: First Annual Report on Implementation of the Energy White Paper*, DTI (Département du commerce et de l'industrie), Londres.
- ECOFYS (2000), *Greenhouse gas emissions from major industrial sources – III Iron and Steel Production*, Report n° PH3/30, IEA Greenhouse Gas R&D Programme, OCDE/AIE, Paris.
- ECON (2000), *Miljøkostnader ved avfallsbehandling* (Coûts environnementaux du traitement des déchets), rapport 85/00 (en norvégien).
- ECOTEC (1999), *Who Gains from the Climate Change Levy?*, Report to WWF UK, ECOTEC, Birmingham, consultable à l'adresse www.wwf.org.uk/filelibrary/pdf/whogains.pdf.
- EDERINGTON, Josh, Arik LEVINSON et Jenny MINIER (2003), *Footloose and pollution free*, Working Paper 9718, National Bureau of Economic Research, Washington DC.
- EKINS, Paul et Simon DRESNER (2004), *Green Taxes and Charges – Reducing their impact on low-income households*, Joseph Rowntree Foundation, York.
- Energy Policy (2006), « Social and political responses to ecological tax reform in Europe », *Energy Policy*, vol. 34, n° 8, pp. 895-970.
- ETSU (Energy Technology Support Unit) (2001), *Climate Change Agreements – Sectoral Energy Efficiency Targets*, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/ccl/pdf/etsu-analysis.pdf.
- ETSU Future Energy Solutions (2003), *Climate Change Agreements – Results of the First Target Period Assessment. Version 1.1. – Preliminary Results*, consultable à l'adresse www.defra.gov.uk/environment/ccl/pdf/cca_tp1_prelim.pdf.
- Eurostat (2002), *L'agriculture dans l'Union européenne – Informations statistiques et économiques*, Eurostat, Luxembourg.
- Eurostat (2003), *Energy Taxes in the Nordic Countries – Does the polluter pay?*, rapport établi pour Eurostat par les bureaux nationaux des statistiques de la Norvège, de la Suède, de la Finlande et du Danemark, Eurostat, Luxembourg, consultable à l'adresse www.scb.se/statistik/MI/MI1202/2004A01/MI1202_2004A01_BR_MIFT0404.pdf.
- FAUCHALD, Ole Kristian (1998), *Environmental Taxes and Trade Discrimination*, Kluwer Law, La Haye.
- FLOYD, Rober, H. (1973), « GATT Provisions on Border Tax Adjustments », (1979) *Journal of World Trade Law*, 489.
- FULLERTON, Don (2005), « An Excise Tax on Municipal Solid Waste? », dans Sijbren CNOSSEN (dir. publ.) (2005), *Theory and Practice of Excise Taxation*, Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni.
- FULLERTON, Don et Garth HEUTEL (2005), *The General Equilibrium Incidence of Environmental Taxes*, Working Paper 11311, National Bureau of Economic Research, Cambridge, Massachusetts, consultable à l'adresse www.eco.utexas.edu/faculty/Fullerton/papers/fh-taxes.pdf.
- FULLERTON, Don et Gilbert METCALF (2001), « Environmental Controls, Scarcity Rents and Pre-existing Distortions », *Journal of Public Economics*, 80 (2001), pp. 249-267, consultable à l'adresse www.eco.utexas.edu/faculty/Fullerton/papers/fm-jpube01.pdf.
- GATT (1970), *Ajustements fiscaux à la frontière*, Rapport du Groupe de travail, L/3464, adopté le 2 décembre 1970.
- GATT (1976), *United States – Domestic International Sales Corporation Scheme*, GATT BISD, 23S/98 (1977), adopté le 2 novembre 1976.
- GATT (1986), *Comité des subventions et des mesures compensatoires*, compte rendu de la réunion des 22 et 23 avril 1986, SCM/M/31.
- GATT (1987), *États-Unis – Taxes sur le pétrole et certains produits d'importation*, [Fonds spécial pour l'environnement] Rapport du Groupe spécial, GATT, Doc. L/6175, BISD 34S/36, adopté le 17 juin 1987.

- GATT (1991), États-Unis – Restrictions à l'importation de thon, Rapport du Groupe spécial, Genève : GATT, DS21/R.
- GATT (1992), États-Unis – Mesures affectant les boissons alcooliques et les boissons à base de malt, Rapport du Groupe spécial, GATT, Document DS23/R, GATT BISD 39S/206, adopté le 19 juin 1992.
- GATT (1994), États-Unis – Restrictions à l'importation de thon, Rapport du Groupe spécial, Genève : GATT, DS29/R.
- GATT (1996), Japon – Droits de douane, fiscalité et pratiques en matière d'étiquetage concernant les vins et les boissons alcooliques importés, Rapport de l'Organe d'appel, WT/DS8/AB/R.
- GAVERUD, Henrik (2004), *Benefits from Environmental Taxation: A Case Study of the US Tax on Ozone Depleting Substances*, mémoire de maîtrise (2004:035 SHU), Luleå University of Technology, Department of Business Administration and Social Sciences, Suède.
- GILLINGHAM, Kenneth, Richard NEWELL et Karen PALMER (2004), *Retrospective Examination of Demand-Side Energy Efficiency Policies*, Discussion Paper 04-19 rev, Resources for the Future, Washington, consultable à l'adresse www.rff.org/Documents/RFF-DP-04-19rev.pdf.
- GLAISTER, Stephen et Daniel J. GRAHAM (2004), *Pricing our Roads: Vision or Reality?*, The Institute of Economic Affairs, Londres.
- GOH, Gavin (2004), « The World Trade Organization, Kyoto and Energy Tax Adjustments at the Border », 38(3) *Journal of World Trade*, 395.
- GOODWIN, Phil, Joyce DARGAY et Mark HANLY (2004), « Elasticities of Road Traffic and Fuel Consumption with Respect to Price and Income: A Review », *Transport Reviews*, vol. 24, n° 3, pp. 275-292, consultable à l'adresse www.cts.ucl.ac.uk/tsu/papers/transprev243.pdf.
- GOULDER, Lawrence H. (1995), « Environmental Taxation and the "Double Dividend": A Reader's Guide », *International Tax and Public Finance*, 2, pp. 157-184.
- GOULDER, Lawrence H., Ian W. H. PARRY et Dallas BURTRAW (1997), *Revenue-Raising versus Other Approaches to Environmental Protection: The Critical Significance of Preexisting Tax Distortions*, *Rand Journal of Economics*, vol. 28, n° 4, pp. 708-731, consultable à l'adresse www.rje.org/abstracts/abstracts/1997/Winter_1997_pp_708_731.html.
- GOVERNEMENT DU JAPON (1996), « Utilization of Economic Instruments in Environmental Policies – Taxes and Charges », premier rapport du groupe de recherche sur les instruments économiques – taxes et redevances – au service des politiques environnementales, Agence pour la protection de l'environnement du Japon, juin 1996, consultable à l'adresse www.env.go.jp/en/rep/etax/et2e.html.
- GRAHAM Daniel J. et Stephen GLAISTER (2002), *Review of Income and Price Elasticities of Demand for Road Traffic*, rapport final au Department of Transport (Département des transports) Londres, Royaume-Uni, juillet 2002, téléchargeable à l'adresse www.cts.cv.imperial.ac.uk/documents/publications/iccts00267.pdf.
- Green Budget Germany (2004), *Ecotaxes in Germany and the United Kingdom – A Business View*, compte rendu d'une conférence accueillie par Green Budget Germany en coopération avec la Fondation Heinrich Böll et la Fondation anglo-allemande, consultable à l'adresse www.eco-tax.info/downloads/ConferenceReport.pdf.
- GREENE, W.H. (1997), *Econometric Analysis*, Third Edition, Prentice-Hall, États-Unis.
- HAMILTON, James T. et W. Kip VISCUSI (1999), *Calculating Risks? The Spatial and Political Dimensions of Hazardous Waste Policy*, Cambridge, Mass, MIT Press.
- HAMILTON, James T. (2003), *Environmental Equity and the Siting of Hazardous Waste Facilities in OECD Countries: Evidence and Policies*, document élaboré pour l'atelier de l'OCDE sur la répartition des avantages et des coûts des politiques environnementales, Paris, 4-5 mars 2003, dans SERRET et JOHNSTONE (dir. publ.) (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham et OCDE, Paris.
- HANLY M., J. DARGAY et P. GOODWIN (2002), *Review of Income and Price Elasticities in the Demand for Road Traffic*, rapport final au DTLR (Département des transports, des collectivités locales et des régions) – devenu Department of Transport (Département des transports) – Londres, Royaume-Uni, mars 2002, consultable à l'adresse www.dft.gov.uk/stellent/groups/dft_econappr/documents/downloadable/dft_econappr_033848.pdf.
- HAUTZINGER, Heintz et al. (2004), *Analyse von Änderungen des Mobilitätsverhaltens – insbesondere der Pkw-Fahrleistung – als Reaktion auf geänderte Kraftstoffpreise* (Analyse des changements affectant les caractéristiques de mobilité – notamment les déplacements des particuliers – par suite de

- l'évolution des prix des carburants) (en allemand), compte rendu final d'un projet de recherche entrepris pour le ministère fédéral des Transports, Bonn, Allemagne, consultable à l'adresse www.ivt-verkehrsforschung.de/pdf/Kraftstoffpreise_und_Mobilitaet.pdf.
- HARRISON, David (1999), « Tradable Permits for Air Pollution Control: The United States Experience », dans OCDE (1999b), *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection*, OECD Proceedings, OCDE, Paris.
- HAYLER, J. (2003), *The UK Climate Change Levy: an Event Study*, mémoire de maîtrise en économie de l'environnement, University College London, Londres.
- HENKENS, P.L.C.M. et H. van KEULEN (2001), « Mineral policy in the Netherlands and nitrate policy within the European Community », *Netherlands Journal of Agricultural Science*, 49, pp. 117-134.
- HERTEL T., D. HUMMELS, M. IVANIC et R. KEENEY (2004), « How Confident Can We Be in CGE-Based Assessments of Free Trade Agreements? », *NBER Working Paper 10477*, consultable à l'adresse www.nber.org/papers/w10477.pdf.
- HM Customs and Excise (1999), *Budget 99: A Climate Change Levy*, HM Customs and Excise (Administration des douanes et des impôts indirects), Londres.
- HM Customs and Excise (2004), Combining the government's two health and environment studies to calculate estimates for the external costs of landfill and incineration, HM Customs and Excise, Londres, consultable à l'adresse http://customs.hmrc.gov.uk/channelsPortalWebApp/channelsPortalWebApp.portal?_nfpb=true&_pageLabel=pageVAT_ShowContent&id=HMCE_PROD_011566&propertyType=document.
- HM Treasury (1997), *Tax Measures to Help the Environment*, New Release, 2 juillet, HM Treasury (Trésor britannique), Londres.
- HM Treasury (2003) *The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government*, HM Treasury, Londres, consultable à l'adresse www.hm-treasury.gov.uk/media/785/27/Green_Book_03.pdf.
- HM Treasury (2005), *Budget 2005, Chapter 7 – Protecting the environment*, HM Treasury, Londres, consultable à l'adresse www.hm-treasury.gov.uk/media/AA7/59/bud05_chap07_171.pdf.
- HM Treasury (2006), *Budget 2006, Chapter 7 – Protecting the environment*, HM Treasury, Londres, consultable à l'adresse www.hm-treasury.gov.uk/media/20F/1D/bud06_ch7_161.pdf.
- HOERNER, Andrew J. (1997), *Alternative Approaches to Offsetting the Competitive Burden of a Carbon/Energy Tax*, Environmental Tax Program, août 1997.
- HOERNER, Andrew J. (1998), *The Role of Border Tax Adjustments in Environmental Taxation: Theory and US Experience*, communication présentée à l'atelier international sur les instruments de type marché et les échanges internationaux, Institut d'études environnementales, Amsterdam, Pays-Bas, 19 mars 1998.
- HOERNER, Andrew J. et Benoit BOSQUET, (2001) *Environmental Tax Reform: The European Experience*, Center for a Sustainable Economy, Washington DC, février 2001.
- HOERNER, Andrew J. et Frank MULLER, (1996), *Carbon Taxes for Climate Protection in a Competitive World*, document élaboré pour l'Office fédéral des affaires économiques extérieures (OFAEE) de la Suisse dans le cadre de l'Environmental Tax Program, Center for Global Change, University of Maryland, College Park, juin 1996.
- HOEVENAGEL, Ruud, Edwin van NOORT et Rene de KOK (1999), *Study on a European Union wide regulatory framework for levies on pesticides*, rapport demandé par la Commission européenne, DG XI, consultable à l'adresse <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/taxation/eimstudy.pdf>.
- HÖGLUND ISAKSSON, Lena (2005), « Abatement costs in response to the Swedish charge on nitrogen oxide emissions », *Journal of Environmental Economics and Management*, 50, pp. 102-120.
- HOLMØY, Erling (2005), *The Anatomy of Electricity Demand: A CGE Decomposition for Norway*, Discussions Paper, n° 426, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), Oslo, consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp426.pdf.
- HOURCADE, J.C. et P. SHUKLA (2001), « Global, Regional, and National Costs and Ancillary Benefits of Mitigation », chapitre 8, *Climate Change 2001*, IPCC Third Assessment Report, Cambridge University Press.
- HUFBAUER, G.C. (1993), *The Evolution of Border Tax Adjustments*, rapport établi pour le Center for Strategic Tax Reform (CSTR), mars 1993.
- JACOBY, Henry D. et A. Denny ELLERMAN (2004), « The safety valve and climate policy », *Energy Policy*, 32.

- JAFFE, A.B., S.R. PETERSON, P.R. PORTNEY et R.N. STAVINS (1995), « Environmental regulation and the competitiveness of US manufacturing: what does the evidence tell us? », *Journal of Economic Literature*, vol. 33, pp. 132-163.
- JÄNICKE, Martin, Lutz MEZ, Pernille BECHSGAARD et Børge KLEMMENSEN (1998), *Innovation and Diffusion through Environmental Regulation: The Case of Danish Refrigerators*, FFU-report 98-3, Forschungsstelle für Umweltpolitik, Freie Universität Berlin, consultable à l'adresse http://web.fu-berlin.de/ffu/ffu_e/index.htm.
- JOHNSTONE, Nick (1999), « Tradable Permit Systems and Industrial Competitiveness: A Review of Issues and Evidence », dans OCDE (1999b), *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection*, OECD Proceedings, OCDE, Paris.
- KITAMORI, Kumi (2002), « Domestic GHG Emissions Trading Schemes: Recent Developments and Current Status in Selected OECD Countries », dans OCDE (2002a), *Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges*, OCDE, Paris.
- KNIGGE, Markus et Benjamin GÖRLACH (2005a), *Auswirkungen der Ökologischen Steuerreform auf private Haushalte* (Impact de la réforme fiscale écologique sur les ménages), rapport établi pour l'Umweltbundesamt (UBA – Agence fédérale de l'environnement) (en allemand), Berlin, consultable à l'adresse www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2810.pdf.
- KNIGGE, Markus et Benjamin GÖRLACH (2005b), *Auswirkungen der Ökologischen Steuerreform auf private Unternehmen* (Impact de la réforme fiscale écologique sur les entreprises), rapport établi pour l'Umweltbundesamt (UBA – Agence fédérale de l'environnement) (en allemand), Berlin, consultable à l'adresse www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2811.pdf.
- KOHLHAAS, Michael et al. (2004), *Economic, Environmental and International Trade Effects of the EU Directive on Energy Tax Harmonization*, Discussion Paper 462, Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW – Institut allemand de recherche économique), Berlin, consultable à l'adresse www.diw.de/deutsch/produkte/publikationen/diskussionspapiere/docs/papers/dp462.pdf.
- KOHLHAAS, Michael (2005), *Gesamtwirtschaftliche Effekte der ökologischen Steuerreform* (Macroeconomic effects of the ecological tax reform), rapport établi pour l'Umweltbundesamt (UBA – Agence fédérale de l'environnement) (en allemand), Berlin, consultable à l'adresse www.umweltbundesamt.org/fpdf-l/2961.pdf.
- KOHLHAAS, Michael et Stephan BACH (2005), *The impact of special provisions in the framework of energy taxes on the environmental effectiveness – The case of Germany*, communication présentée à la 6^e Conférence mondiale annuelle intitulée Environmental Taxation: Issues, Experiences and Potential, Louvain, Belgique, 22-24 septembre 2005, consultable à l'adresse www.law.kuleuven.ac.be/imer/Friday%2023.09.2005/Session%20II%20-%20Economic%20issues%20-%2023.09.2005/2.
- KOUVARITAKIS, Nikos et al. (2005), *Impacts of energy taxation in the enlarged European Union, evaluation with GEM-E3 Europe*, étude réalisée pour la Commission européenne, DG Fiscalité et Union douanière, consultable à l'adresse http://europa.eu.int/comm/taxation_customs/resources/documents/taxation/gen_info/economic_analysis/economic_studies/energy_tax_study.pdf.
- LABANDEIRA, Xavier et José M. LABEAGA (1999), « Combining Input-Output Analysis and Micro-Simulation to Assess the Effects of Carbon Taxation on Spanish Households », *Fiscal Studies* (1999), vol. 20, n° 3, pp. 305-320.
- LAMB, Rebecca et Merrin THOMPSON (2005), *Plastic bags policy in Ireland and Australia*, note d'information élaborée pour le Scottish Parliament Information Centre (SPICe), The Scottish Parliament, Edimbourg, consultable à l'adresse www.scottish.parliament.uk/business/research/briefings-05/SB05-53.pdf.
- LARSEN, Hans (2004), *Les écotaxes au service de la protection de l'environnement aquatique au Danemark*, document présenté à l'atelier de l'OCDE sur l'évaluation des politiques agro-environnementales, Paris, 6-8 décembre 2004.
- LEE, D.R. et W.S. MISIOLEK (1986), « Substituting Pollution Taxation for General Taxation: Some Implications for Efficiency in Pollution Taxation », *Journal of Environmental Economics and Management*, 13, pp. 338-347.
- Litter Monitoring Body (2004), *System Results – August 2004*, enquête réalisée par le Litter Monitoring Body (Organe de surveillance des déchets sauvages) pour le Department of the Environment, Heritage and Local Government (Département de l'environnement, du patrimoine et des collectivités locales), Dublin, consultable à l'adresse www.litter.ie/Litter%20Reports%20August%202004/Systems%20Results%20Annual%20Report%20August%202004%20Final.pdf.

- LIU, Gang (2004), *Estimating Energy Demand Elasticities for OECD Countries. A Dynamic Panel Data Approach*, Discussion Papers, n° 373, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), Oslo, consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp373.pdf.
- LUTZ, C., B. MEYER, C. NATHANI et J. SCHLEICH (2002), *Innovations and Emissions – A New Modelling Approach for the German Steel Industry*, document élaboré pour la 8^e Conférence internationale de la Society for Computational Economics (SCE) sur le thème Computing in Economics and Finance (CEF – L'informatique dans l'économie et la finance), Aix-en-Provence, France, juin 2002.
- MÆSTAD, Ottar (2002), *Environmental policy in the steel industry: Using economic instruments*, communication présentée le 21 novembre 2002 à la Session conjointe des experts sur la fiscalité et l'environnement de l'OCDE.
- MAJOCCHI, Alberto et Marco MISSAGLIA (2002), *Environmental Taxes and Border Tax Adjustments: An Economic Assessment*, Societa Italiana di Economia Pubblica, Working Papers, n° 127/2002.
- MARTINSEN, Torhild H. et Erik VASSNES (2004), « Waste tax in Norway », dans OCDE (2004a), *Addressing the Economics of Waste*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www1.oecd.org/publications/e-book/9704031E.PDF.
- MÄLER, Karl-Göran et Jeffrey VINCENT (dir. publ.) (2001), *Handbook of Environmental Economics*, North-Holland/Elsevier Science, Amsterdam.
- McDONALD, Jan (2005), « Environmental Taxes and International Competitiveness: Do WTO rules constrain policy choices? », dans ASHIABOR, Hope, DEKETELAERE, Kurt, KREISER, Larry et Janet MILNE (dir. publ.) (2005), *Critical Issues in Environmental Taxation: International and Comparative Perspectives: Vol II*, Richmond Law and Tax Ltd., Richmond, Royaume-Uni, 2005, p. 273.
- McKITRICK, R.R. (1998), « The Econometric Critique of Computable General Equilibrium Modelling: the Role of Functional Forms », *Economic Modelling*, vol. 15, pp. 543-573.
- Ministère des Impôts (2002), « Afgifter og eksterne effekter » (Taxes et effets externes) (en danois), dans *Skat – April 2002* (Taxes – avril 2002), périodique publié par le ministère des Impôts du Danemark, Copenhague, consultable à l'adresse www.skm.dk/publikationer/skat/1501/?crumbs.
- MOHAI, P. et B. BRYANT (1992a), « Environmental racism », dans MOHAI et BRYANT (dir. publ.) (1992b), *Race and the Incidence of Environmental Hazards: A Time for Discourse*, Boulder, Westview Press.
- MOHAI, P. et B. BRYANT (dir. publ.) (1992b), *Race and the Incidence of Environmental Hazards: A Time for Discourse*, Boulder, Westview Press.
- de MUIZON, Gildas et Matthieu GLACHANT (2004), « The UK's Climate Change Levy Agreements: combining voluntary agreements with tax and emission trading », dans Andrea BARANZINI et Philippe THALMANN (dir. publ.), *Voluntary Approaches in Climate Policy*, Edward Elgar, Cheltenham.
- MUÑOZ PIÑA, Carlos (2004), « Effects of an environmental tax on pesticides in Mexico », *UNEP Industry and Environment*, avril-septembre 2004, consultable à l'adresse www.unep.org/division/media/review/vol27no2-3/530904_UNEP_BD.pdf.
- Naturvårdsverket (1997), *Environmental Taxes in Sweden*, Naturvårdsverket (Agence suédoise pour la protection de l'environnement), Stockholm.
- Naturvårdsverket (2000), *The Swedish charge on nitrogen oxides – Cost-effective emission reduction*, Naturvårdsverket (Agence suédoise pour la protection de l'environnement), Stockholm, consultable à l'adresse www.internat.naturvardsverket.se/documents/pollutants/nox/nox.pdf.
- Naturvårdsverket (2003), *Kväveoxidavgiften – ett effektivt styrmedel. Utvärdering av NO_x-avgiften* (Réduire les émissions de NO_x – évaluation de la redevance sur les oxydes d'azote) (en suédois, synthèse en anglais), Naturvårdsverket (Agence suédoise pour la protection de l'environnement), Stockholm, consultable à l'adresse www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-5335-3.pdf.
- NEMETZ, Peter N. (dir. publ.) (à paraître), *Sustainable Resource Management: Reality or Illusion?*, Edward Elgar.
- NESBAKKEN, R. (1998), *Price sensitivity of residential energy consumption in Norway*, Discussion Papers, n° 232, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), Oslo, consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp232.pdf.
- NEWBERY, David Michael (2005), « Road User and Congestion Charges », dans Sijbren CNOSEN (dir. publ.) (2005), *Theory and Practice of Excise Taxation*, Oxford University Press, Oxford, Royaume-Uni.
- NUTEK (2005), *Näringslivets administrativa bördor – Fyra punktskattor* (Charges administratives supportées par les entreprises – quatre impôts indirects), NUTEK (Agence suédoise pour la croissance économique et régionale) (en suédois), Stockholm, consultable à l'adresse http://fm2.nutek.se/forlag/pdf/r_2005_07.pdf.

- OCDE (1972), *Recommandation du Conseil sur les principes directeurs relatifs aux aspects économiques des politiques de l'environnement sur le plan international*, OCDE, Paris.
- OCDE (1974), *Recommandation du Conseil concernant des principes relatifs à la pollution transfrontière*, OCDE, Paris.
- OCDE (1992a), *Le changement climatique : Concevoir un système pratique de taxe*, OCDE, Paris.
- OCDE (1992b), *La technologie et l'économie: Les relations déterminantes*, OCDE, Paris.
- OCDE (1993), *Politiques environnementales et compétitivité industrielle*, OCDE, Paris.
- OCDE (1994), *Taxes environnementales et ajustements fiscaux à la frontière*, Comité des politiques d'environnement et Comité des affaires fiscales, Session conjointe sur la fiscalité et l'environnement, COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(94)31, OCDE, Paris.
- OCDE (1995), *Principes et concepts commerciaux*, OCDE/GD(95)141, OCDE, Paris, 1995.
- OCDE (1996), *Stratégies de mise en œuvre des écotaxes*, OCDE, Paris, 1996.
- OCDE (1997), *Economic/Financial Instruments: Taxation (i.e. Carbon/Energy)*, Groupe d'experts de l'Annexe I de la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques, Working Paper No. 4, OCDE/GD(97)188, OCDE, Paris.
- OCDE (1999a), *Domestic Tradable Permit Systems for Environmental Management: Issues and Challenges*, OCDE, Paris.
- OCDE (1999b), *Implementing Domestic Tradable Permits for Environmental Protection*, OECD Proceedings, OCDE, Paris.
- OCDE (2000a), *Behavioural responses to environmentally-related taxes*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse [www.oilis.oecd.org/olis/1999doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa\(99\)111-final](http://www.oilis.oecd.org/olis/1999doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa(99)111-final).
- OCDE/AIE (2000), *Emission baselines: estimating the unknown*, OCDE, Paris.
- OCDE (2001a), *Les taxes liées à l'environnement dans les pays de l'OCDE : Problèmes et stratégies*, OCDE, Paris.
- OCDE (2001b), *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture: Méthodes et résultats*, vol. 3, OCDE, Paris.
- OCDE (2002a), *Implementing Domestic Tradable Permits: Recent Developments and Future Challenges*, OCDE, Paris.
- OCDE (2002b), *Implementing Environmental Fiscal Reform: Income distribution and Sectoral Competitiveness issues*, actes d'une conférence organisée à Berlin, Allemagne, 27 juin 2002, consultable à l'adresse [www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/COM-ENV-EPOC-DAFFE-CFA\(2002\)76-FINAL](http://www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/COM-ENV-EPOC-DAFFE-CFA(2002)76-FINAL)
- OCDE (2003a), *Voluntary Approaches: Two Danish Cases. The Danish agreement on industrial energy efficiency, with examples from the paper sector and the milk condensing sector*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse [www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/env-epoc-wpnep\(2002\)13-final](http://www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/env-epoc-wpnep(2002)13-final).
- OCDE (2003b), *The Use of Tradable Permits in Combination with Other Environmental Policy Instruments*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2003c), *Les approches volontaires dans les politiques de l'environnement : Efficacité et combinaison avec d'autres instruments d'intervention*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003d), *Environmental policy in the steel industry: Using economic instruments*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse [www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa\(2002\)68-final](http://www.oilis.oecd.org/olis/2002doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa(2002)68-final).
- OCDE (2003e), *Les subventions dommageables à l'environnement : Problèmes et défis*, OCDE, Paris.
- OCDE (2003f), *Environmental Taxes and Competitiveness: An Overview of Issues, Policy Options, and Research Needs*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse [www.oilis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa\(2001\)90-final](http://www.oilis.oecd.org/olis/2001doc.nsf/LinkTo/com-env-epoc-daffe-cfa(2001)90-final).
- OCDE (2004a), *Addressing the Economics of Waste*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www1.oecd.org/publications/e-book/9704031E.PDF.
- OCDE (2004b), *Développement durable dans les pays de l'OCDE : Mettre au point les politiques publiques*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/document/8/0,2340,fr_2649_37425_35113293_1_1_1_37425,00.html
- OCDE (2004c), *Environment and Employment: An Assessment*, consultable à l'adresse www.oecd.org/dataoecd/13/44/31951962.pdf.
- OCDE (2005a), *The Window of Opportunity: How the Obstacles to the Introduction of the Swiss Heavy Goods Vehicle Fee Have Been Overcome*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.

- OCDE (2005b), *The United Kingdom Climate Change Levy: A Study in Political Economy*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2005c), *Environmentally Harmful Subsidies: Challenges for Reform*, OCDE, Paris.
- OCDE (2005d), *Manure Policy and MINAS: Regulating Nitrogen and Phosphorus Surpluses in Agriculture of the Netherlands*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2005e), *La réforme fiscale écologique axée sur la réduction de la pauvreté*, Lignes directrices et ouvrages de référence du CAD, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/dataoecd/32/32/35050955.pdf.
- OCDE (2005f), *The competitiveness impact of CO₂ emissions reduction in the cement sector*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2005g), *The political economy of the Norwegian Aviation Fuel Tax*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2005h), *Examens environnementaux de l'OCDE – France*, OCDE, Paris.
- OCDE (2006a), *Impacts of Unit-based Waste Collection Charges*, OCDE, Paris, consultable à l'adresse www.oecd.org/env/taxes.
- OCDE (2006b), *Subsidy Reform and Sustainable Development: Economic, Environmental and Social Aspects*, OCDE, Paris.
- OCDE (à paraître), *Instrument mixes for environmental policy*, OCDE, Paris.
- OMC (Organisation mondiale du commerce) (1996a), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes – Demande de consultations présentée par l'Inde, la Malaisie, le Pakistan et la Thaïlande*, Genève : OMC, WT/DS58/1, consultable à l'adresse www.wto.org.
- OMC (1996b), *Japon – Taxes sur les boissons alcooliques*, Rapport du Groupe spécial, WT/DS8/R, WT/DS10/R et WT/DS11/R, adopté le 11 juillet 1996 (96-2651).
- OMC (1996c), *Japon – Taxes sur les boissons alcooliques*, Rapport de l'Organe d'appel, AB-1996-2, WT/DS8/AB/R, WT/DS10/AB/R et WT/DS11/AB/R, adopté par l'Organe de règlement des différends le 4 octobre 1996.
- OMC (1996d), *États-Unis – Normes concernant l'essence nouvelle et ancienne formules*, Rapport de l'Organe d'appel, WT/DS2/AB/R, adopté le 20 mai 1996.
- OMC (1997a), *Canada – Certaines mesures concernant les périodiques*, Rapport de l'Organe d'appel, (Canada-Periodicals), WT/DS31/AB/R, adopté le 30 juillet 1997.
- OMC (1997b), *Note du Secrétariat de l'OMC pour le Comité du commerce et de l'environnement (CCE), Taxes et impositions appliquées à des fins de protection de l'environnement – Ajustements fiscaux à la frontière*, OMC, WT/CTE/W/47, 2 mai 1997: 29.
- OMC (1998a), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes*, Rapport final, Genève : OMC, WT/DS58/R.
- OMC (1998b), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes – Notification d'un appel des États-Unis*, Genève : OMC, WT/DS58/11.
- OMC (1998b), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes – Rapport de l'Organe d'appel*, Genève : OMC, WT/DS58/AB/R.
- OMC (2000a), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes – Recours de la Malaisie à l'article 21:5*, Genève : OMC, WT/DS58/17.
- OMC (2001c), *États-Unis – Prohibition à l'importation de certaines crevettes et de certains produits à base de crevettes – Recours de la Malaisie à l'article 21:5 – Rapport du Groupe spécial*, Genève : OMC, WT/DS58/RW.
- OMC (2002), *La taxation de l'énergie et les subventions et incitations en sa faveur dans les pays de l'OCDE et leurs incidences économiques et commerciales sur les pays en développement, en particulier les pays en développement producteurs et exportateurs de pétrole*, Communication de l'Arabie Saoudite au Comité du commerce et de l'environnement de l'OMC, WT/CTE/W/215, 23 septembre 2002.
- ORZECZOWSKI, William P. (2001), *Border Tax Adjustments and Fundamental Tax Reform*, Tax Foundation, Background Paper, n° 39, novembre 2001.
- Oxford Research (2005), *Måling av næringslivets regelverkskostnader knyttet til særavgiftene* (Évaluation de la charge administrative liée aux impôts indirects supportée par les entreprises), rapport établi pour le ministère du Commerce et de l'Industrie (en norvégien), Oxford Research, Kristiansand, consultable à l'adresse <http://odin.dep.no/filarkiv/257844/Særagifter-Måling%20av%20administrative%20byrder%20for%20bedriftene.pdf>.

- PARRY, Ian W.H. (2005), *Should Fuel Taxes Be Scrapped in Favor of Per-Mile Charges?*, Discussion Paper 05-36, Resources for the Future, Washington DC, consultable à l'adresse www.rff.org/rff/Documents/RFF-DP-05-36.pdf.
- PARRY, Ian W.H. et Kenneth A. SMALL (2005), « Does Britain or the United States Have the Right Gasoline Tax? », *American Economic Review*, vol. 95, n° 4. Voir la version antérieure, Discussion Paper 02-12, Resources for the Future, Washington DC, consultable à l'adresse www.rff.org/Documents/RFF-DP-02-12.pdf.
- PARRY, Ian W.H., R.C. WILLIAMS III et L.H. GOULDER (1999), « When Can Carbon Abatement Policies Increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Markets », *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, pp. 52-84.
- PEARCE, David W. (1991), « The role of carbon taxes in adjusting to global warming », *Economic Journal*, vol. 101, pp. 938-948.
- PEARSON, Mark (1992), « Taxe sur le carbone et justice sociale », dans OCDE (1992a), *Le changement climatique : Concevoir un système pratique de taxe*, OCDE, Paris.
- PESARAN, M.H. et R. SMITH (1995), « Alternative Approaches to Estimating Long-run Energy Demand Elasticities – An Application to Asian Developing Countries », dans T. BARKER, P. EKINS et N. JOHNSTONE (dir. publ.) (1995), *Global Warming and Energy Demand*, Routledge, 1995.
- PETRAS (Policies for Ecological Tax Reform: Assessment of Social Responses) (2002), *Environmental Tax Reform: What Does Europe Think?*, A Framework 5 Project: EVGI-CT-1999-0004, Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut (AKF – Institut de recherche sur les collectivités locales), Danemark, Centre d'économie industrielle (CERNA), École des Mines, Paris, Environmental Institute, University College Dublin, University of Surrey, Guildford, Institut de Wuppertal, Allemagne, consultable à l'adresse [www.soc.surrey.ac.uk/petras/reports/european %20policy %20brief.pdf](http://www.soc.surrey.ac.uk/petras/reports/european%20policy%20brief.pdf).
- PITSCHAS, Christian (1994-5), « GATT/WTO Rules for Border Tax Adjustment and the Proposed European Directive Introducing a Tax on Carbon Dioxide Emissions and Energy », *Georgia Journal of International and Comparative Law*, 24 (1994-5), p. 479.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'environnement) (2001), *Commerce illégal des substances appauvrissant la couche d'ozone : y a-t-il un trou dans le Protocole de Montréal?*, Bulletin d'information Action Ozone Supplément spécial (n° 6), consultable à l'adresse www.unep.org/ozonaction/library/mmcfles/3139-f-oansupplement6IllegalTrade.pdf.
- PNUE (2002), *Production and Consumption of Ozone Depleting Substances under the Montreal Protocol: 1986-2000*, consultable à l'adresse www.unep.org/ozone.
- PORTER, M. et C. van der LINDE (1995), « Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship », *Journal of Economic Perspectives*, vol. 9, n° 4.
- PORTER, S.J. (1992), « The Tuna-Dolphin Controversy: Can the GATT become environmentally friendly? », *Georgetown International Law Review V* (1992), pp. 91-116.
- POTERBA, J.M. (1991), « Tax Policy to Combat Global warming: On Designing a Carbon Tax », dans R. DORNBUSH et J.M. POTERBA (dir. publ.), *Global Warming: Economic Policy Responses to Global Warming*, pp. 71-98, Cambridge Mass.: The MIT Press.
- QUIRION, Philippe et Jean-Charles HOURCADE (2004), *Does the CO₂ emission trading directive threaten the competitiveness of European industry? Quantification and comparison to exchange rates fluctuations*, conférence annuelle de l'EAERE (European Association of Environmental and Resource Economists), juin, Budapest.
- RASPILLER, S. et N. RIEDINGER (2004), *Do environmental regulations influence the location behavior of French firms?*, conférence annuelle de l'EAERE (European Association of Environmental and Resource Economists), juin, Budapest.
- Rat für Nachhaltige Entwicklung (2001), *Ziele zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland* (Objectifs de développement durable en Allemagne) (en allemand), Rat für Nachhaltige Entwicklung (Conseil pour le développement durable), Berlin, consultable à l'adresse www.nachhaltigkeitsrat.de/service/download/pdf/RNE_Dialog-papier.pdf.
- RIEDINGER, Nicolas (2005), *Challenges and obstacles in French environmental taxation: recent developments*, communication présentée à l'atelier intitulé Workshop for Practitioners of Environmental Taxes and Charges, Vancouver, Canada, 17-18 mars 2005.

- RIVM (Rijksinstituut Voor Volksgezondheid en Milieu) (2002), Bilan pour l'environnement et perspectives du système MINAS (en néerlandais), RIVM (Institut national de la santé publique et de l'environnement), Bilthoven, Pays-Bas.
- RIVM (2004), Pour un meilleur ajustement des éléments minéraux : enquête sur l'efficacité de la loi sur le fumier (en néerlandais), RIVM, Bilthoven, Pays-Bas.
- ROBERTS, Marc J. et Michael SPENCE (1976), « Effluent Charges and Licenses under Uncertainty », dans *Journal of Public Economics*, vol. 5, pp. 193-208.
- RØED LARSEN, Erling (2004), *Distributional Effects of Environmental Taxes on Transportation – Evidence from Engel Curves in the United States*, Discussion Papers, n° 428, Statistics Norway (Bureau national des statistiques de la Norvège), consultable à l'adresse www.ssb.no/publikasjoner/DP/pdf/dp428.pdf.
- SCHLEGELMILCH, Kai (2003), *Overcoming the Income Distribution Obstacle – Distributive Effects of the Ecological Tax Reform in Germany*, document élaboré pour la Session conjointe des experts sur la fiscalité et l'environnement de l'OCDE, disponible sur OLIS sous la cote COM/ENV/EPOC/DAFFE/CFA(2003)69.
- SCHLEICH, J. et R. BETZ (2005), *Incentives for energy efficiency and innovation in the European Emission Trading System*, ECEEE Summer Study (séminaire d'été de l'European Council for an Energy-Efficient Economy), Mandelieu, France, consultable à l'adresse www.eceee.org.
- SCHOU, Jørgen (2005), *The Danish Pesticide Tax*, communication présentée à l'atelier intitulé Workshop for Practitioners of Environmental Taxes and Charges, Vancouver, Canada, 17-18 mars 2005.
- SCHÖB, Ronnie (2003), *The Double Dividend Hypothesis of Environmental Taxes: A Survey*, FEEM Working Paper, n° 60.2003, CESifo Working Paper Series, n° 946, consultable à l'adresse http://ideas.repec.org/p/ces/ceswps/_946.html.
- SCHRÖDER, J.J., H.F.M. AARTS, H.F.M. ten BERGE, H. van KEULEN et J.J. NEETESON (2003), « An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use », *European Journal of Agronomy*, 20, pp. 33-44.
- SCHWERMER, Sylvia (2003), *Distributional Effects of Environmental Policy in Germany*, communication de l'Allemagne pour l'atelier de l'OCDE sur la répartition des avantages et des coûts des politiques environnementales (travaux d'analyse, observations et principaux enjeux), Paris, 4-5 mars 2003.
- SERRET, Ysé et Nick JOHNSTONE (dir. publ.) (2006), *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Edward Elgar, Cheltenham et OCDE, Paris.
- SFT (Statens Forurensningstilsyn) (2001), *Reduksjon av SO₂-utsleppa i Norge* (La réduction des émissions de SO₂ en Norvège), SFT-Rapport 1814/2001, Statens Forurensningstilsyn (SFT – Office de lutte contre la pollution) (en norvégien), consultable à l'adresse www.sft.no/english/publications.
- SHAFFER, G. (1998), « The WTO shrimp-turtle case », *International Trade Reporter* 15 (1998) 7, pp. 294-301.
- SMITH, Stephen (1998), *Distributional Incidence of Environmental Taxes on Energy and Carbon: a Review of Policy Issues*, document présenté au colloque du ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire, « Réforme fiscale verte et instruments économiques pour une coopération internationale : le contexte post-Kyoto », Toulouse, 13 mai 1998.
- SORRELL, S (2002), *The Climate Confusion: Implications of the EU Emissions Trading Directive for the UK Climate Change Levy and Climate Change Agreements*, Brighton: Science Policy Research Unit – University of Sussex.
- STAVINS, R.N. (2001), « Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments », dans Karl-Göran MÄLER et Jeffrey VINCENT (dir. publ.) (2001), *Handbook of Environmental Economics*, North-Holland/Elsevier Science, Amsterdam.
- STERNER, Thomas (2003), *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, Washington DC, Resources for the Future, Banque mondiale et Agence suédoise de coopération pour le développement international.
- STERNER, Thomas et Lena HÖGLUND ISAKSSON (2006), « Refunded emission payments theory, distribution of costs, and Swedish experience of NO_x abatement », *Ecological Economics*, 57, pp. 93-106.
- SYMONS, Elizabeth, John PROOPS et Philip GAY (1994), « Carbon taxes, Consumer Demand, and Carbon Dioxide Emissions: A Simulation analysis for the UK », *Fiscal Studies* (1994), vol. 15, n° 2, pp. 19-43.
- THALMANN, Philippe (2004), « The public acceptance of green taxes: 2 million voters express their opinion », *Public Choice* 119, pp. 179-217, 2004, consultable à l'adresse <http://reme.epfl.ch/webdav/site/reme/shared/The%20public%20acceptance%20of%20green%20taxes>.

- TIETENBERG, Tom (1998), *Tradable Permits and the Control of Air Pollution in the United States*, Working Paper, Colby College, Department of Economics, Waterville, Maine, consultable à l'adresse www.colby.edu/personal/t/thtieten/permits.pdf.
- TINBERGEN, Jan (1952), *On the Theory of Economic Policy*, North-Holland Publishing Company, Amsterdam.
- TIEZZI, Silvia (2001), *The Welfare Effects of Carbon Taxation in Italian Households*, Working Paper 337, Dipartimento di Economia Politica, Università degli Studi di Siena, consultable à l'adresse www.econ-pol.unisi.it/quaderni/337.pdf.
- UBA (Umweltbundesamt) (2004), *Quantifizierung der Effekte der Ökologischen Steuerreform auf Umwelt, Beschäftigung und Innovation* (Mesure des effets de la réforme fiscale écologique sur l'environnement, l'emploi et l'innovation), Umweltbundesamt (UBA – Agence fédérale de l'environnement) (en allemand), Berlin, consultable à l'adresse www.umweltdaten.de/uba-info-presse/hintergrund/oekosteuer.pdf.
- UE (Union européenne) (2003a), *Directive 2003/87/CE du Parlement européen 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*, UE, Bruxelles, consultable à l'adresse http://europa.eu.int/eur-lex/pri/fr/oj/dat/2003/L_275/L_27520031025fr00320046.pdf.
- WEST, Sarah E. et Robertson C. WILLIAMS III (2004), *Estimates from a Consumer Demand System: Implications for the incidence of environmental taxes*, *Journal of Environmental Economics and Management*, 47 (2004), pp. 535-558.
- WILLE, Serena B. (1998), « Recapturing a Lost Opportunity: Article III:2 GATT 1994 Japan-Taxes on Alcoholic Beverages », *European Journal of International Law* 9 (1998) 1:182, consultable à l'adresse www.ejil.org/journal/Vol9/No1/index.html.
- YANDLE, T. et D. BURTON (1996), « Re-examining environmental justice: a statistical analysis of historical hazardous waste landfills siting patterns in metropolitan Texas », *Social Science Quarterly* 77, pp. 477-492.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
IMPRIMÉ EN FRANCE
(97 2006 08 2 P) ISBN 92-64-02554-5 – n° 55120 2006

L'économie politique des taxes liées à l'environnement

Les taxes liées à l'environnement sont de plus en plus utilisées dans les pays de l'OCDE. Et l'on dispose désormais de preuves abondantes de leur efficacité sur le plan environnemental. Elles pourraient toutefois être employées dans des applications plus vastes, à condition d'être bien conçues et sous réserve que leurs répercussions éventuelles sur la compétitivité internationale et la répartition des revenus soient correctement prises en compte.

Mettant à profit l'expérience de pays de l'OCDE, cet ouvrage propose un examen exhaustif de ces questions et des recherches récentes sur les impacts environnementaux et économiques de l'instauration de taxes liées à l'environnement. Il étudie en particulier les moyens de surmonter les obstacles à leur mise en œuvre. Il analyse également les effets, sur les plans environnemental et économique, de l'utilisation combinée de ces taxes et d'autres instruments de la politique environnementale.

Le texte complet de cet ouvrage est disponible en ligne aux adresses suivantes :

<http://www.sourceocde.org/environnement/9264025545>

<http://www.sourceocde.org/fiscalite/9264025545>

Les utilisateurs ayant accès à tous les ouvrages en ligne de l'OCDE peuvent également y accéder via

<http://www.sourceocde.org/9264025545>

SourceOCDE est une bibliothèque en ligne qui a reçu plusieurs récompenses. Elle contient les livres, périodiques et bases de données statistiques de l'OCDE. Pour plus d'informations sur ce service ou pour obtenir un accès temporaire gratuit, veuillez contacter votre bibliothécaire ou **SourceOECD@oecd.org**.

www.oecd.org



ISBN 92-64-02554-5
97 2006 08 2 P

