

JEAN-CHARLES HOURCADE
ÉMERIC FORTIN¹

IMPACT ÉCONOMIQUE DES POLITIQUES CLIMATIQUES : DES CONTROVERSES AUX ENJEUX DE COORDINATION

RÉSUMÉ. Cet article s'appuie sur une synthèse des résultats d'études récentes (modèles technico-économiques, macroéconomiques nationaux ou multi-régionaux), pour faire apparaître ce que la diversité des évaluations nous apprend sur les déterminants de ces coûts et les incertitudes qui leur sont attachées : coûts des technologies, impacts des structures incitatives, interactions avec les systèmes fiscaux, termes de l'échange, mouvements internationaux de capitaux. Il permet ainsi de mieux appréhender les problèmes économiques liés à la mise en œuvre d'une politique de lutte contre l'effet de serre et donc de proposer des mesures mieux adaptées et permettant en particulier de limiter le coût de l'atteinte des objectifs fixés lors de la conférence de Kyoto.

Il présente en premier lieu un bilan des différentes estimations des coûts d'abattement des émissions de gaz à effet de serre. Si l'opposition des résultats des modèles technico-économiques (modèles *bottom-up*) et des modèles économiques reste justifiée, notamment en raison de l'existence supposée par les premiers de potentiels d'abattement à coût négatif, les variances des résultats fournis par les deux types de

modèle restent comparables et la hiérarchie des coûts selon les pays quasiment inchangée. L'étude des résultats des modèles renseigne également quant au degré d'incertitude dans lequel on se trouve toujours, que ce soit au travers de la variance des résultats au sein de chacune des classes de modèle, ou simplement dans la forme des courbes de coûts marginaux d'abattement rapidement croissantes au-delà d'un certain niveau d'abattement.

L'usage fait des recettes d'une éventuelle écotaxe ou de la vente aux enchères de permis d'émissions négociables (PEN) représente une variable clé de diminution des coûts économiques nets d'une politique environnementale, notamment si ces recettes sont recyclées vers une baisse des cotisations sociales en Europe et vers une baisse des impôts sur le capital États-Unis, et ce recyclage permet de limiter, voire d'annuler, le caractère régressif d'une telle politique.

Le recours aux permis d'émission internationalement négociables constitue alors une assurance contre le risque que des coûts imprévus ne conduisent à un partage inéquitable du coût collectif. Comme dans l'expérience américaine, ceci demande tou-

1. JEAN-CHARLES HOURCADE est directeur de recherche au CNRS et directeur d'études associé à l'École des hautes études en sciences sociales (Hourcade@centre-cired.fr) ; ÉMERIC FORTIN est en deuxième année de thèse à l'Université Paris X-Nanterre (Fortin@centre-cired.fr).

tefois que l'on respecte des contraintes de transparence et de stabilité des règles du jeu, pour assurer tant le bon fonctionnement des échanges, que la prise en compte des signaux de prix dans les décisions de consommation et d'investissement. Cependant, la question de l'allocation initiale des PEN entre les pays demeure aujourd'hui cruciale, dans le débat sur les coûts de réduction des émissions comme dans celui de l'équité de la répartition de ces coûts entre les pays. De même, le problème de l'intégration, au-delà de 2012, des pays en développement sans pour autant menacer l'efficacité du système par des vagues répétées de quotas excédentaires doit faire l'objet d'un arbitrage fin.

Globalement, il apparaît possible, à condition de mettre en place les instruments appropriés et de fournir des signaux économiques stables et clairs aux agents, de contenir les coûts macroéconomiques liés aux engagements pris à Kyoto à l'intérieur d'une fourchette qui va de -1% du PIB à des montants légèrement positifs (le « double dividende »).

Les auteurs concluent à l'intérêt de dispositifs hybrides de coordination reposant sur des quotas d'émission encadrés par des prix plafond et des prix planchers pour donner aux divers acteurs un cadre d'action crédible parce qu'il intègre les incertitudes dans sa définition même.

Classification *JEL* : Q28.

La coordination internationale des politiques climatiques s'effectue dans un contexte caractérisé par l'absence d'autorité supra-nationale reconnue comme légitime et par la coexistence de multiples niveaux d'expertise. Depuis dix ans, les économistes ont été convoqués par leurs propres gouvernements et par les organisations internationales pour chiffrer les conséquences de diverses mesures permettant d'atteindre des objectifs plus ou moins ambitieux de baisse des émissions de gaz à effet de serre (GES). Une lecture superficielle des résultats obtenus par les modèles existants donne une impression de grande dispersion : le deuxième rapport du Groupe intergouvernemental pour l'étude des climats (GIEC) concluait, même après élimination des valeurs extrêmes, à une variation du PIB allant d'un gain de $0,5\%$ à une perte de 2% pour stabiliser les émissions des pays de l'OCDE sur dix ans. Les tenants de l'action pouvaient invoquer le bas de la fourchette pour qu'on adopte des objectifs plus ambitieux et qu'on aille au-delà de stratégies « sans regret », alors que le haut de la fourchette pouvait être utilisé pour refuser tout engagement tant qu'il n'était pas prouvé que les coûts du changement climatique n'avoisinaient pas 2% du PIB.

Le texte ci-après s'appuie sur un bilan des évaluations les plus récentes obtenues depuis quatre ans et se fonde sur l'intuition que, au-delà de l'usage stratégique des controverses scientifiques, la diversité des résultats numériques ne doit pas cacher d'importantes convergences sur les paramètres qui déterminent le signe et l'ampleur de l'impact des politiques climatiques. Il est dès lors possible de cerner ceux de ces paramètres qui dépendent des politiques publiques nationales et des schémas de coordination internationale et d'en tirer quelques leçons sur des dispositifs aussi importants que les réformes fiscales, les permis d'émissions négociables, ou les modalités d'entrée des pays en développement dans le dispositif arrêté à Kyoto.

Aussi, après avoir analysé les résultats numériques des modèles concernant les coûts techniques de réduction des émissions, nous montrerons comment les coûts

macroéconomiques qui en résultent peuvent être réduits (ou augmentés) selon le type d'outils de coordination nationale et internationale mis en œuvre. Nous comparerons en particulier les impacts de la mise en place d'un système de permis d'émissions négociables pour les différentes régions du monde, en nous intéressant notamment au principe de complémentarité entre recours aux échanges et mesures domestiques tel que revendiqué par l'Union européenne, puis aux règles de répartition des permis à mettre en place pour insérer les pays en développement.

Évaluation du coût technique d'abattement des émissions des GES

La controverse entre l'optimisme des ingénieurs et le pessimisme des économistes concernant les coûts techniques d'abattement (Grubb & *al.*, 1993) constitue une figure imposée des débats climatiques. Les modèles technico-économiques (dits *bottom-up*), qui incorporent un niveau très important de détail sur les options technologiques, concluent systématiquement à l'existence de potentiels d'abattement « à coût négatif » venant du fait que les techniques les plus efficaces ne sont pas aujourd'hui suffisamment utilisées. Les économistes ont alors tendance à répondre que, si ces techniques étaient réellement supérieures, elles auraient dû être adoptées par le marché, nonobstant les inerties dans le renouvellement des équipements. Le « *efficiency gap* » réellement disponible est alors plus modeste si on intègre trois éléments (Jaffe & Stavins, 1994) : le fait que les techniques énergétiquement les plus efficaces peuvent ne pas correspondre aux préférences des consommateurs (véhicule individuel *versus* transports collectifs par exemple), les coûts de transaction nécessaires pour lever les imperfections de marché qui font obstacle à l'adoption de ces techniques (réformes tarifaires, information, réforme des marchés de l'énergie) et enfin, les coûts économiques externes d'une transformation des systèmes énergétiques et des systèmes d'incitation.

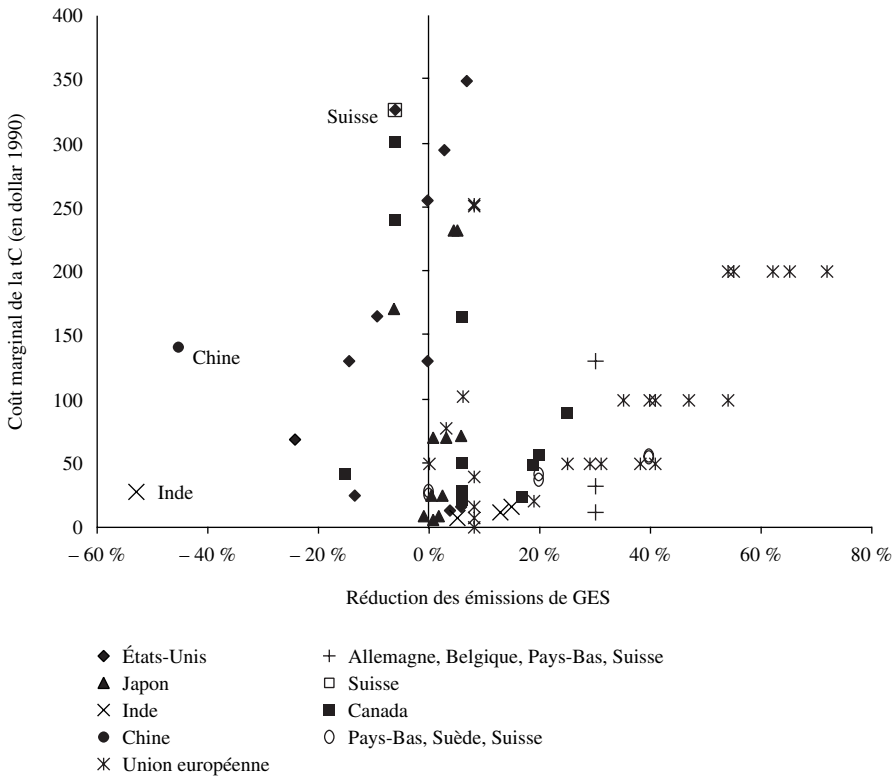
Les modèles technico-économiques restent très influents dans certains pays, comme l'illustre la nature de l'expertise fournie au parlement allemand (1991), et certains décideurs publics ou médias s'y reportent prioritairement. Ils sont parfois perçus comme plus crédibles que les modèles macroéconomiques parce qu'ils explicitent les contraintes et opportunités technologiques, alors que les élasticités retenues dans les modèles *top-down* extrapolent souvent des comportements issus de périodes de chocs non anticipés sur les prix et négligent les marges de manœuvre mobilisables *via* une politique publique d'incitation. En fait, depuis quelques années, les deux types de modèles se sont rapprochés : les modèles technico-économiques intègrent de plus en plus de paramètres comportementaux et les modèles *top-down* sont couplés à des descriptions de plus en plus fines de l'offre énergétique.

Le GRAPHIQUE 1 donne une vision synthétique des résultats obtenus à partir des modèles *bottom-up* parmi les plus influents. Ceux d'entre eux qui retiennent des scénarios volontaristes sur les progrès d'efficacité énergétique et le passage à des énergies faiblement carbonées, obtiennent un coût marginal d'abattement plus faible que les modèles intégrant les contraintes d'incitation ou les incertitudes sur

les performances (Markal stochastique). Mais on constate qu'aucune de ces études ne conclut aujourd'hui à des coûts marginaux négatifs pour des objectifs significatifs de réduction des émissions, ce qui n'était pas le cas au début des années soixante-dix. On remarque également que les résultats sont très dispersés, y compris pour un même pays. Souvent mal interprétée, cette dispersion est en fait très informative du point de vue de la décision publique. Elle révèle, au-delà des différences méthodologiques et des divergences d'appréciation sur les potentiels technologiques, l'importance du lien entre les coûts techniques et l'incertitude sur le scénario de base.

GRAPHIQUE 1

Résultats par pays obtenus à l'aide des modèles technico-économiques



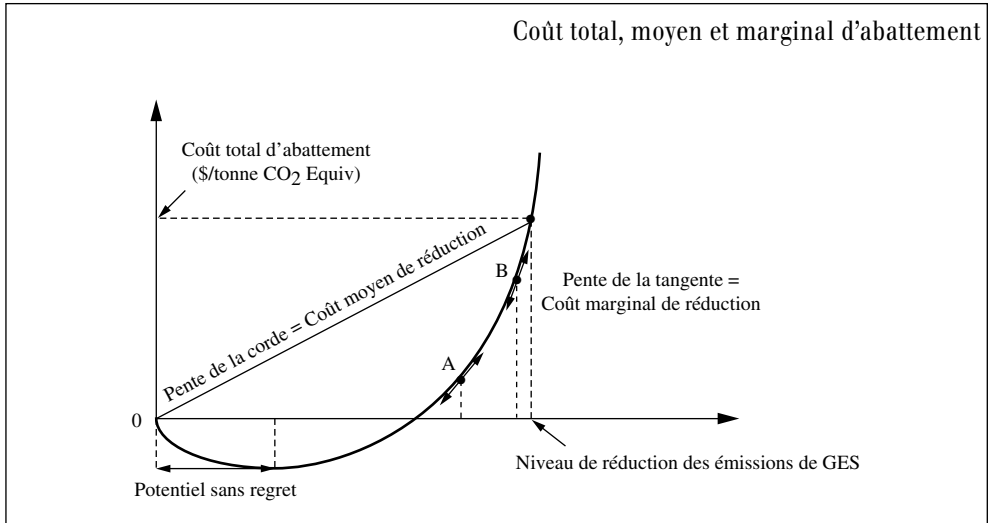
Note : une réduction négative des émissions de GES signifie un accroissement de ces émissions par rapport aux niveaux de 1990. Cet accroissement implique un coût marginal positif lorsqu'il correspond à un niveau plus bas que celui qui aurait prévalu en l'absence de politique climatique.

Source : CIRED.

Toutes les études *bottom-up* font en effet apparaître des plages de coûts négatifs du type de celle montrée au GRAPHIQUE 2, puis une forte montée des coûts marginaux même dans les modèles optimistes. Ainsi, au-delà d'un certain montant de

réduction des émissions de GES, les coûts d'abattement croissent très rapidement, comme l'illustre le passage du point A au point B sur le GRAPHIQUE 2. Une sous-estimation *ex ante* du scénario de base se reporte dès lors, plus que proportionnellement, sur les coûts marginaux. Ceci est d'autant plus important que, du point de vue économique, le coût marginal des politiques est un paramètre plus important que le coût moyen, dans la mesure où il dicte le montant de la taxe ou du prix des permis d'émission, donc les bouleversements de la structure des prix relatifs.

GRAPHIQUE 2



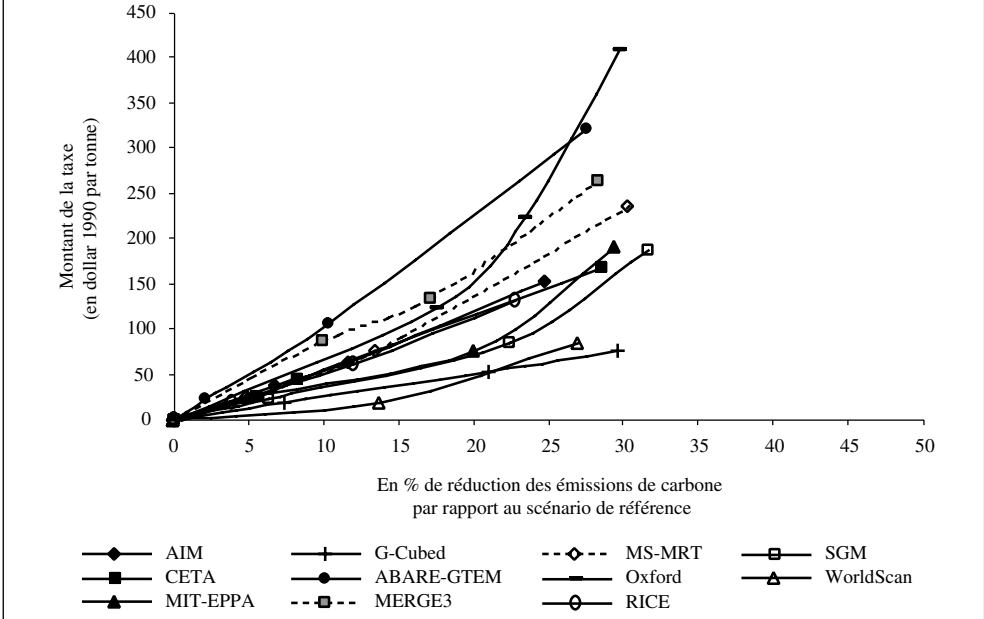
Un exemple typique de ce mécanisme est fourni par l'étude de la direction générale de la Recherche de la Commission européenne (DG XII), réalisée à l'aide du modèle Primes. Le coût moyen d'abattement fourni par ce modèle, et qui a constitué l'information la plus fréquemment reprise, varie entre 12 et 48 ECU/tC selon les scénarios, alors que le coût marginal est de 297 ECU/tC. Or, si on corrige la sous-estimation des besoins de transport et des coûts immatériels d'adoption pour le véhicule propre qui caractérise cet exercice (Cired, 1998), on fait passer en 2010, par rapport à 1990, les émissions tendancielle de +8 % à +16 %, et le coût marginal de la contrainte carbone de 297 ECU/tC à 404 ECU/tC.

Les études technico-économiques concluent donc à la fois à l'existence de potentiels à coûts négatifs suffisants pour contenir les coûts totaux d'abattement dans des limites raisonnables, mais aussi, en cas de scénario de base plus élevé, à un risque de dérapage des coûts marginaux vers les niveaux que trouvent les modèles *top-down* tels qu'ils apparaissent dans les GRAPHIQUES 3 à 6 synthétisant les résultats des modèles représentés dans l'Energy Modeling Forum² (1999). Ces modèles ne retiennent pas de potentiels de réduction à coût négatif dans leur scé-

2. La Stanford Energy Modeling Forum Study (EMF 16) a regroupé treize équipes de modélisateurs, pour moitié américaines, afin d'identifier les apports pertinents en termes de décision politique et d'analyse issus des résultats des modèles, d'expliquer les différences de résultats entre ces modèles et de mettre en évidence les axes de recherche prioritaires pour le futur (Weyant, 1999).

GRAPHIQUE 3

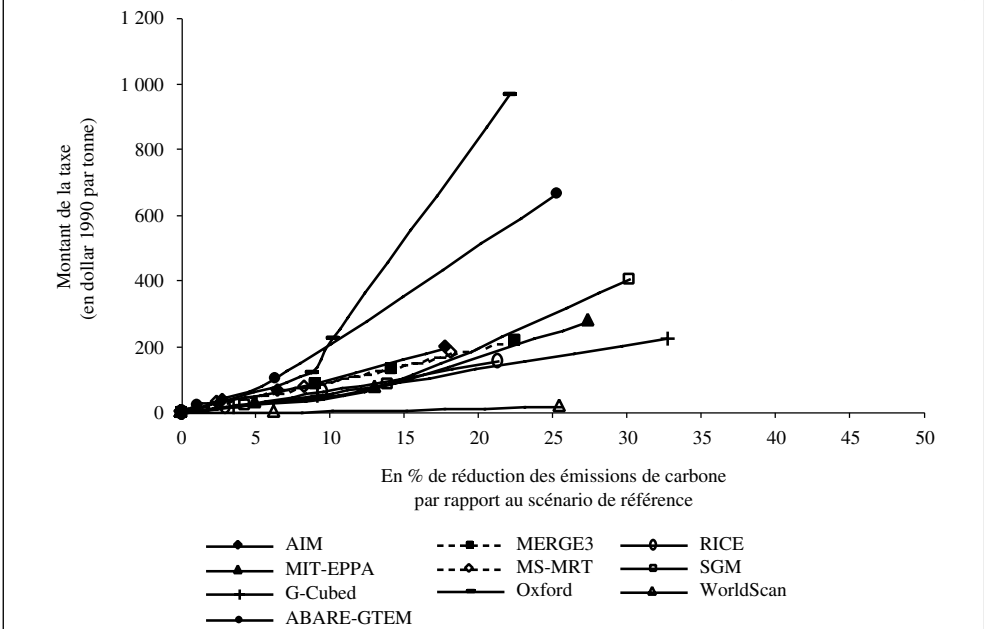
Courbes de coût marginal d'abattement pour les États-Unis (résultats de l'EMF 16)



Source : Energy Modeling Forum (1999).

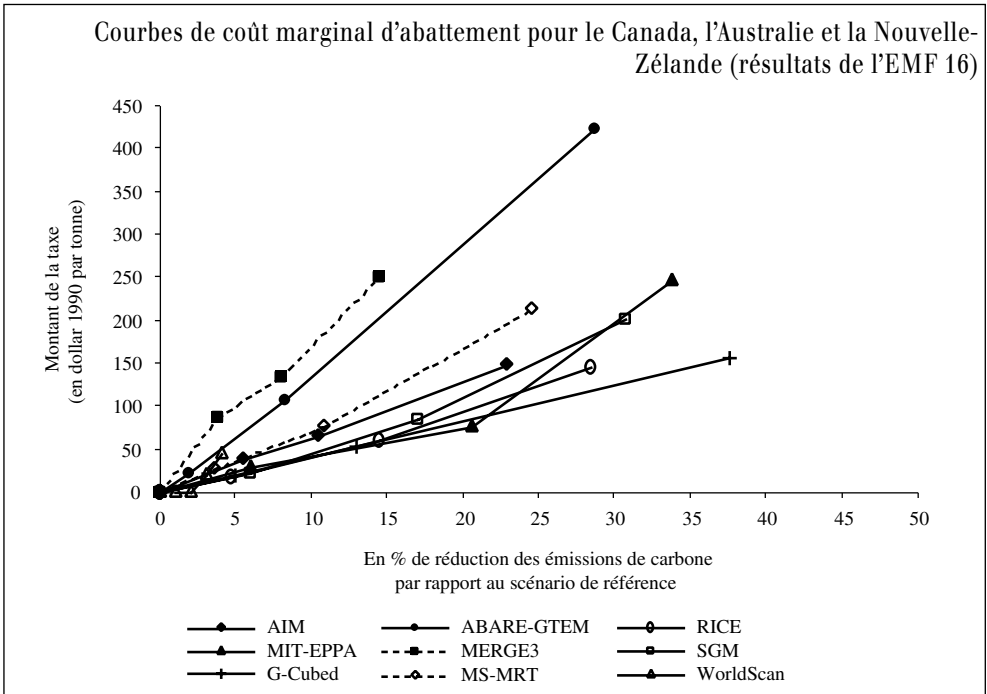
GRAPHIQUE 4

Courbes de coût marginal d'abattement pour l'Union européenne (résultats de l'EMF 16)



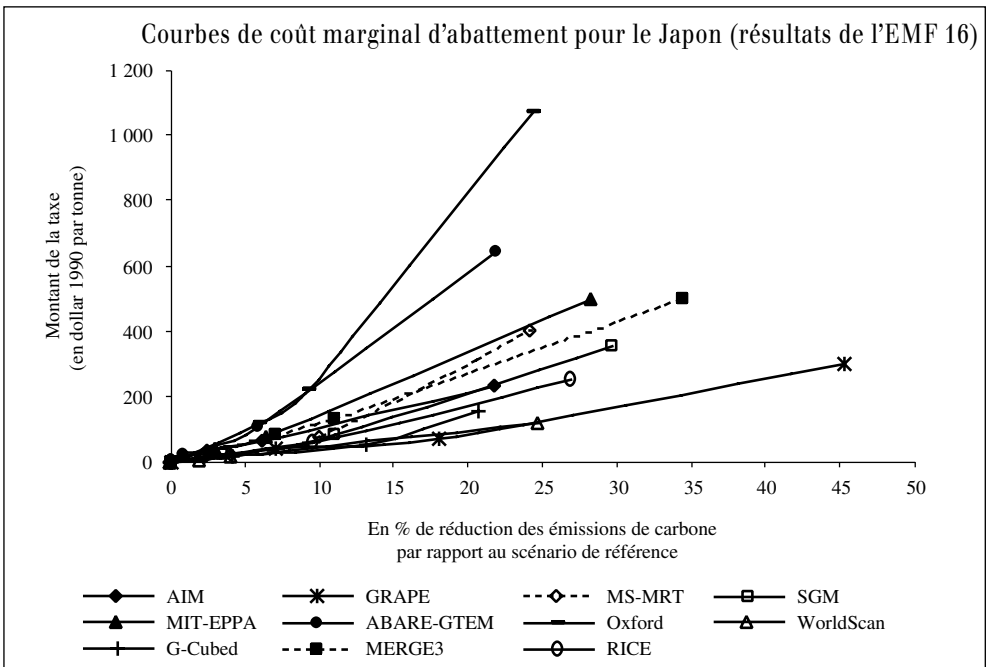
Source : Energy Modeling Forum (1999).

GRAPHIQUE 5



Source : Energy Modeling Forum (1999).

GRAPHIQUE 6



Source : Energy Modeling Forum (1999).

nario de base et leurs résultats ne sont pas strictement comparables aux précédents puisqu'ils tiennent compte des effets en retour macroéconomiques. Néanmoins, ils en confirment les enseignements. On retrouve en effet une même variance des coûts : même si on retire les valeurs extrêmes, ils varient du simple au triple pour les États-Unis, du simple au double pour l'Union européenne et du simple au quadruple pour le Japon. En outre, la hiérarchie des coûts selon les régions confirme que les États-Unis disposent de potentiels de réduction à faible coût (entre 15 et 25 % de réduction pour un coût marginal de la tonne de carbone de 150 \$) supérieurs à l'Europe (entre 18 et 32 % de réduction pour un coût marginal compris entre 200 et 275 \$) et que le Japon présente des coûts marginaux d'abattement très élevés puisque, pour une réduction des émissions de GES comprise entre 20 et 30 %, ils sont compris entre 200 et 500 \$.

Les modèles *bottom-up* et les modèles *top-down* présentant des fourchettes de coût marginal d'abattement assez comparables, il importe de comprendre que la divergence des résultats au sein de chacune des deux classes de modèles, ne fait pas que traduire les incertitudes sur la seule variable technologique. Une incertitude méconnue concerne les inerties d'adaptation des systèmes énergétiques en place : les pays dont l'économie est intensive en énergie, recèlent *a priori* des potentiels sans regret importants mais, dans un même temps, sont caractérisés par une résistance à s'orienter vers des changements structurels forts au-delà d'un certain seuil. Une deuxième incertitude, on l'a vu, concerne la croissance économique : une économie à forte croissance va accroître ses émissions, même si une certaine dématérialisation de cette croissance s'opère, mais cette croissance permet de renouveler plus rapidement le capital et d'introduire plus vite des technologies moins intensives en carbone. La plupart des pays à développement rapide de l'Est et du Sud-Est asiatique sont confrontés à cette contradiction, comme nous le verrons plus précisément *infra*.

Des coûts techniques aux coûts macroéconomiques, le rôle des politiques nationales

L'existence de potentiels d'abattement très différents selon les pays, et l'incertitude sur les coûts attirent l'attention sur les procédures de coordination permettant de les minimiser, que ce soit par une taxe sur le carbone ou par des quotas accompagnés de permis d'émission négociables (PEN). Mais les choses se compliquent si l'on introduit les multiples sources d'écart entre coûts techniques et coûts en bien-être, écarts dus aux politiques nationales et aux interactions entre chaque économie et l'économie mondiale.

La notion de double dividende

Le TABLEAU 1 fait apparaître l'absence de corrélation stricte entre le coût marginal d'abattement pour atteindre les objectifs fixés par le protocole de Kyoto et les coûts macroéconomiques correspondants exprimés en perte de PIB.

Quel que soit le modèle utilisé, la hiérarchie des coûts techniques est en effet sensiblement différente de celle des coûts macroéconomiques. Ainsi, le Japon, qui a systématiquement des coûts marginaux d'abattement supérieurs à ceux des États-Unis supporte, sauf pour les modèles Oxford et G-cubed, des coûts macroéconomiques inférieurs.

TABLEAU 1

Résultats de l'EMF 16 : niveau de la taxe carbone et variation de PIB pour atteindre les objectifs de Kyoto, avec un recyclage forfaitaire								
Modèles	Niveau de la taxe carbone en 2010 (1990\$)				Pourcentage de perte de PIB en 2010			
	États-Unis	UE	Japon	CANZAS	États-Unis	UE	Japon	CANZAS
ABARE-GTEM	322	665	645	425	1,96	0,94	0,72	1,96
AIM	153	198	234	147	0,45	0,31	0,25	0,59
CETA	168				1,93			
G-Cubed	76	227	97	157	0,42	1,50	0,57	1,83
GRAPE		204	304			0,81	0,19	
MERGE3	264	218	500	250	1,06	0,99	0,80	2,02
MIT-EPPA	193	276	501	247				
MS-MRT	236	179	402	213	1,88	0,63	1,20	1,83
Oxford	410	966	1 074		1,78	2,08	1,88	
RICE	132	159	251	145	0,94	0,55	0,78	0,96
SGM	188	407	357	201				
WorldScan	85	20	122	46				

Source : Energy Modeling Forum (1999).

Plusieurs facteurs expliquent un tel résultat : le fait que la hiérarchie des coûts marginaux d'abattement ne reflète pas celle des coûts totaux (*cf. supra*), l'élasticité-prix de la consommation, la nature de la spécialisation internationale et surtout les fiscalités préexistantes. Nous n'insisterons dans cet article que sur le dernier de ces paramètres, car il porte sur un levier essentiel des politiques publiques et a donné lieu à une controverse importante autour de la notion de double dividende.

Quelles que soient les modalités de sa mise en place, une politique de réduction des émissions de CO₂ implique un relèvement des coûts marginaux de l'énergie. Or, l'impact de ce relèvement (*via* une taxe carbone, des PEN, ou des normes techniques) sera d'autant plus fort que l'on part d'un niveau élevé de fiscalité énergétique. On parlera du double dividende d'une réforme fiscale lorsque cet effet d'interaction avec le système fiscal préexistant peut être contrebalancé par l'utilisation, par les pouvoirs publics, du produit de la taxe (ou des permis vendus aux enchères) pour baisser d'autres prélèvements. Les simulations harmonisées dans l'EMF³ supposent un recyclage forfaitaire du produit des taxes (ou des permis). Cela correspond soit à une diminution de l'ensemble des impôts préexistants afin que leurs parts relatives restent fixes, soit à un revenu que l'on reverse forfaitairement aux contribuables. Ces simulations confirment le résultat théorique selon lequel une telle forme de recyclage ne produit jamais un double divi-

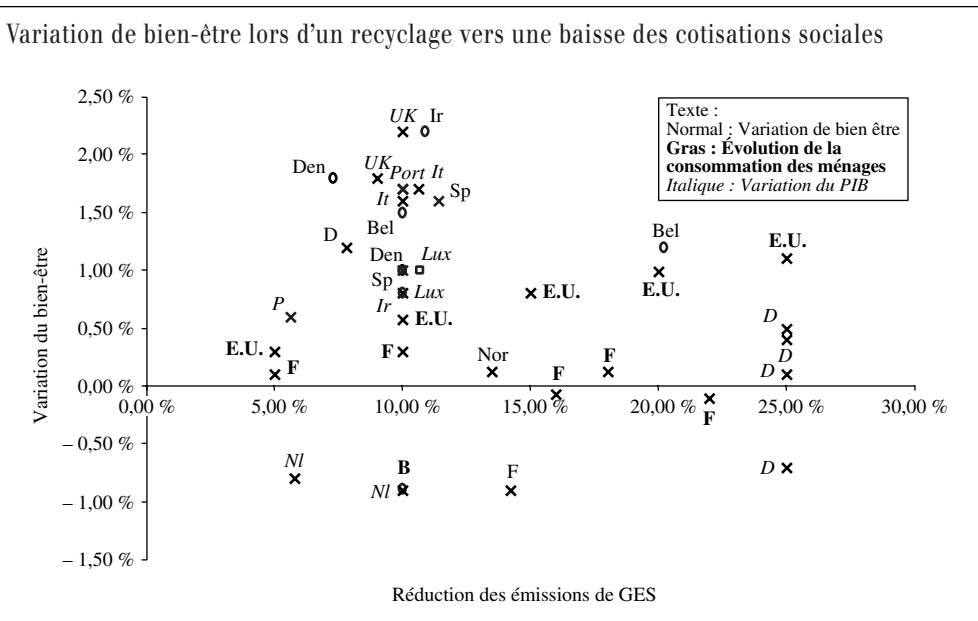
de de au sens fort (Goulder, 1995), c'est-à-dire qui permette d'atteindre des objectifs environnementaux avec une croissance économique accrue.

On peut cependant rechercher un tel double dividende en baissant prioritairement les fiscalités qui créent le plus de distorsions. Le débat théorique mené depuis 1994 à la suite des contributions de Bovenberg & al. (1994) a permis un consensus sur le fait que, pour aboutir à un double dividende fort, l'effet de réduction des distorsions doit être suffisant pour contrebalancer le fait qu'une taxe carbone, si elle se substitue à une taxe directe sur un facteur de production intermédiaire ne modifie pas les coûts de production et pèse *in fine* sur le secteur productif, rajoutant au passage des distorsions sur le marché de biens et services finaux. Le pouvoir d'achat des ménages se trouve alors réduit, ce qui bloque l'apparition d'un double dividende fort. Ce blocage est moins fort lorsque la taxe prélevée retombe sur les énergies importées ou sur les revenus non-salariaux et non sur les facteurs productifs. Il y a donc aujourd'hui une convergence théorique sur les déterminants du deuxième dividende et le rôle des modèles empiriques est alors d'évaluer dans quelle mesure ce deuxième dividende peut réduire, voire annuler, les coûts en bien-être des dépenses d'abattement des GES.

Les GRAPHIQUES 7 et 8 présentent les variations de bien-être (ou de PIB) obtenus à partir de différents modèles avec plusieurs types de recyclage. L'acquis de ces modèles peut être résumé en deux points.

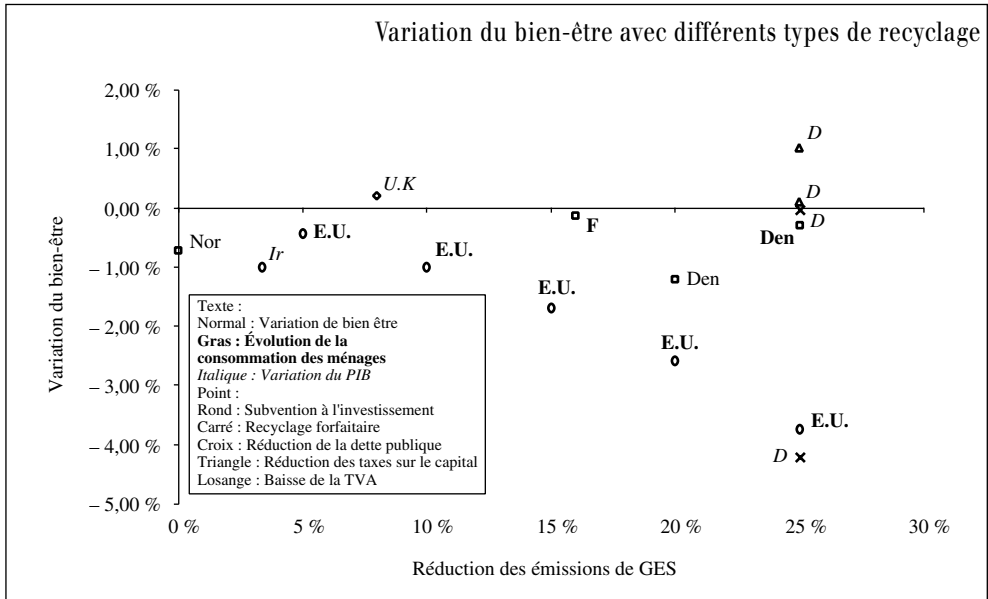
Comme l'illustre la comparaison des deux graphiques, les baisses d'impôts sur le capital ou le travail produisent quasi systématiquement des résultats supérieurs à d'autres formes de recyclage, qu'il soit forfaitaire (France, Norvège, Pays-Bas), dirigé vers une baisse de la taxe sur la valeur ajoutée (Royaume-Uni), la réduction

GRAPHIQUE 7



Source : CIRED.

GRAPHIQUE 8



Source : CIRED.

du déficit public (Allemagne) ou qu'il prenne la forme d'une subvention aux investissements dépolluants (Irlande, Union européenne). L'étude comparative menée en Allemagne est ici intéressante : trois des quatre modèles dont les résultats sont reportés ici concluent à l'existence d'un double dividende fort (Lean, Gem-E3 excepté le cas où les recettes produites par l'écotaxe sont utilisées à réduire le déficit public, et New Age). Tous s'accordent pour reconnaître que le recyclage vers une baisse des cotisations sociales (cotisations patronales seulement pour Lean) aura l'effet le plus important sur l'emploi et, généralement, sur le PIB. Enfin, les résultats sur l'emploi sont presque toujours meilleurs que ceux obtenus sur le PIB.

Les résultats américains et européens sont contrastés au sens où le recyclage par baisse des impôts sur le capital est systématiquement supérieur aux États-Unis (Jorgenson [1997] conclut même à la possibilité d'un double dividende au sens fort) par rapport à un recyclage par baisse de charges sociales, alors que la quasi-totalité des travaux européens conclut aux résultats inverses. Ceci s'explique très simplement par le fait que les prélèvements obligatoires sur le travail représentent en Europe une source de distorsions plus importante qu'aux États-Unis, ceci dans un contexte de régulation plus forte du marché du travail.

Les modèles empiriques confirment les résultats théoriques de Carraro et Soubeyran (1996) démontrant qu'un double dividende du recyclage d'une écotaxe vers les prélèvements obligatoires sur le travail apparaît lorsqu'on fait l'hypothèse de rigidités sur le marché du travail, alors qu'il n'apparaît que dans des conditions exceptionnelles avec l'hypothèse classique d'un marché parfaitement flexible (Capros, 1999). Ceci est confirmé par les GRAPHIQUES 7 et 8 où les résultats traduisant le double dividende le plus élevé sont obtenus par des modèles keynésiens

(E3-ME de Barker) qui tendent à privilégier l'effet de réajustement de la demande finale venant d'une hausse de l'emploi déclenchée par une baisse des coûts salariaux. En revanche, les résultats les plus négatifs sont systématiquement issus des modèles d'équilibre général calculable supposant une flexibilité parfaite du marché du travail. Certains modèles d'équilibre général calculables donnent néanmoins des résultats positifs, mais moins optimistes que les modèles keynésiens avec un maximum de 0,6 % des gains en bien-être. On notera que seul le modèle Gem-E3, produit pour la Communauté européenne par Capros & *al.* met en évidence des bénéfices en termes de bien-être, croissants en fonction du niveau d'abattement. Autrement, les résultats fournis par les modèles dessinent tous une courbe en forme de cloche renversée (Hourcade & Gherzi, 2000).

Dans tous les cas, on démontre que les objectifs du protocole de Kyoto, à condition que les politiques fiscales soient bien calibrées, peuvent être atteints soit avec un double dividende très légèrement positif, soit avec un coût économique agrégé n'excédant pas 1 % du PIB. Cependant, un tel résultat agrégé doit être lu avec prudence tant qu'on n'a pas examiné en détail les effets de ces politiques sur la redistribution des richesses.

Les effets redistributifs des politiques environnementales

L'introduction d'une contrainte carbone agit de deux manières sur les ménages : elle pèse directement sur l'énergie domestique (carburants principalement), et, étant prélevée également sur l'énergie utilisée par l'industrie, elle change les termes de l'arbitrage entre les différents biens et services. L'étude de son impact redistributif net se heurte à un problème de méthode noté par Poterba dès 1991 : une hausse des prix de l'énergie apparaît moins régressive si l'on adopte une approche en termes de revenu permanent plutôt qu'en termes de revenu courant, c'est-à-dire si l'on prend en compte les évolutions de la position sociale du ménage au cours de sa vie. Cependant, ceci ne change pas le signe de l'impact.

Toutes les études menées au sein de l'Union européenne confirment le caractère *a priori* régressif des écotaxes conçues comme traduisant le coût marginal d'une contrainte carbone (Barker, 1993 ; Oliveira-Martins & Sturn, 1998 ; Smith, 1998). Seuls Brendemoen et Vennemo (1994) concluent qu'en Suède, une taxe de 325 dollars par tonne de carbone en 2000 n'aurait pas d'impact redistributif significatif.

En revanche, un recyclage approprié des produits d'une taxe (ou de PEN aux enchères) permet de compenser, au moins en partie, ces effets indésirables (Barker & Johnstone, 1993 ; Barker, 1997 ; O'Donoghue, 1997 ; Symons & *al.*, 1994). C'est bien sûr le cas d'une substitution entre taxe carbone et charges sociales, surtout si cette substitution est ciblée sur les bas salaires. Pour la France, une telle substitution bénéficie en premier lieu aux ménages appartenant aux deux premiers déciles de la population classée selon le revenu (Fortin, 1999). Ceci s'explique par le fait que ce sont ces ménages qui bénéficient de la plus forte diminution du taux de chômage, ce qui se traduit par un accroissement de revenu pour une personne qui touchait auparavant une allocation chômage. Le point difficile est constitué par les ménages pauvres non salariés qui ne sont pas touchés par les effets positifs du recyclage.

Dès lors, l'examen des effets socialement négatifs d'une contrainte carbone constitue un argument fort en faveur des partisans d'une taxe ou de la vente des PEN aux enchères puisqu'ils sont la condition *sine qua non* d'un recyclage qui permette de les limiter. Il importe enfin de ne pas considérer les impacts redistributifs de la taxe indépendamment de ceux de la politique environnementale, et notamment de la répartition des avantages induits par les mesures prises (les ménages les plus pauvres peuvent par exemple être les premiers bénéficiaires de l'amélioration de la qualité de l'environnement local).

L'interface entre politiques nationales et régimes de coordination internationale

Le coût des objectifs définis dans le protocole de Kyoto pour chaque pays de l'annexe B, certes gouverné par les marges d'adaptation technologiques et la qualité des politiques d'accompagnement de chacun, en particulier en matière fiscale, dépendra *in fine* des interactions avec le reste de l'économie mondiale. Le débat public est aujourd'hui focalisé sur le rôle potentiel des permis d'émission négociables, mais ce serait une erreur de les analyser indépendamment des deux autres interactions fondamentales que sont la transformation des termes de l'échange et les déplacements de capitaux. Ces trois canaux d'interaction vont en outre déterminer les « fuites » de carbone, c'est-à-dire le fait que des baisses d'émissions dans les pays de l'annexe B pourraient être en parties compensées par des hausses dans les pays non-annexe B.

Impact des échanges de permis d'émission sur les coûts d'abattement

Le TABLEAU 2 synthétise les prix implicites de la contrainte carbone adoptée à Kyoto pour les États-Unis, le Japon, l'Union européenne et le reste de l'OCDE, tels qu'ils apparaissent dans 13 modèles d'équilibre général calculables et dans un modèle sectoriel (Poles). Ils permettent de cerner l'évolution de ces prix selon que l'on considère une absence d'échanges internationaux de carbone, un marché à l'échelle des seuls pays de l'annexe B, ou un marché mondial intégrant la totalité des pays en développement.

Dans tous les cas, il apparaît que les échanges de permis réduisent de façon drastique les coûts marginaux d'abattement : le prix de la tonne de carbone passe en moyenne à 84 \$/t dans le cas d'échanges au sein des seuls pays de l'annexe B, à 38 \$/t en cas de plein usage du mécanisme de développement propre⁴ (MDP) alors qu'il est, hors échange, de 202 \$/t pour les États-Unis, 311 \$/t pour l'Europe et 413 \$/t pour le Japon. Les gains de l'échange sont bien sûr très importants mais les PEN apparaissent surtout comme une assurance vis-à-vis des incertitudes sur

4. Un système de permis d'émission négociables permet aux pays de l'annexe B qui ont un coût marginal de réduction d'émissions de GES élevé d'acheter des permis à d'autres pays de l'annexe B qui en ont un faible, afin de minimiser les coûts globaux d'atteinte des objectifs de Kyoto pour l'ensemble des pays de l'annexe B. Le mécanisme de développement propre permet de comptabiliser comme réduction d'émission d'un pays de l'annexe B, une réduction d'émission par rapport à un scénario de référence dans un pays n'ayant pas d'engagement (hors annexe B) suite à un investissement particulier du pays de l'annexe B.

TABLEAU 2

Principaux résultats de l'Energy Modeling Forum 16 : coûts de la tonne de carbone						
En dollars 1990						
Modèles	États-Unis	Sans Commerce			Annexe B	Global
		UE	CANZAS*	Japon		
AIM	153	198	147	234	65	38
CETA	168				46	26
EPPA		276	247	501	76	30
G-CUBED	76	227	157	157	53	20
GRAPE		204		304	70	44
GTEM	322	665	423	645	106	23
MERGE3	264	218	250	500	135	86
MIT-EPPA	193				76	26
MS-MRT	236	179	213	402	77	27
OXEMOD	410	966		1 074	224	123
RICE	132	159	145	251	62	18
SGM	188		201	357	84	22
WORLDSCAN	85	20	46	122	20	5
EMF Moyenne	202	311	203	413	84	38
POLES	135,8	135,3	131,4	194,6	52,9	18,4

* Canada, Australie et Nouvelle-Zélande.

Sources : Weyant (1999) ; Criqui (1999).

les coûts d'abattement et des risques d'une répartition très inéquitable de l'effort global. Sans échanges en effet ces coûts vont, même si l'on élimine le modèle d'Oxford, de 76 à 322 \$/t aux États-Unis, de 20 à 665 \$/t dans l'UE, de 122 à 645 \$/t pour le Japon, et de 46 à 423 \$/t pour le reste de l'OCDE. Cette variance reste importante dans le cas de commerce limité aux pays de l'annexe B en raison des divergences concernant le montant de « hot air⁵ » en Russie et Ukraine (de 20 à 224 \$/t) mais elle est déjà moins risquée car elle porte sur une fourchette de prix nettement plus basse. En cas de marché mondial incluant les pays en développement, la fourchette se réduit considérablement puisqu'elle va de 15 à 86 \$/t.

Il faut noter cependant qu'il existe un écart entre les potentiels de réduction des dépenses d'abattement de CO₂ tels qu'ils apparaissent dans ces résultats et la réalité des gains réalisables. Tout d'abord, il est irréaliste d'attendre que le MDP, qui repose sur une approche par projets avec des coûts de transaction, d'organisation et de contrôle importants, donne des résultats similaires à ceux d'un marché généralisé sans friction tel qu'il est implicitement décrit dans les simulations. De plus, concernant les seuls échanges de PEN au sein des pays de l'annexe B, l'expérience démontre qu'en raison des coûts d'information et de transaction et des incertitudes sur la valeur réelle des permis, seuls 50 % des potentiels théoriques sont exploités. La seule façon de contourner cette difficulté, accrue dans le contexte d'espaces juridiques hétérogènes, serait un commerce généralisé entre États. Or, outre le fait qu'il faudrait alors mettre en place un système d'appels

5. On désigne par « hot air » le potentiel de vente de permis dû au fait que le quota d'émission imposé au pays est supérieur à ce que sera son niveau tendanciel « sans effort » ; c'est le cas pour la Russie et l'Ukraine en raison de la baisse de leur PIB.

d'offre publics, voire des bourses d'échanges pour éviter les trocs bilatéraux, les États-Unis sont très réticents vis-à-vis d'un tel commerce. La première raison est géopolitique (la Russie pourrait utiliser le *hot air* dans un troc diplomatique) ; la seconde vient du fait que positionner l'État comme importateur réduirait à néant l'effort effectué pour démontrer aux industriels que le dispositif de Kyoto fournit un nouvel horizon à l'initiative privée et ne constitue pas une occasion de mainmise accrue de l'appareil administratif sur l'économie.

Une deuxième nuance à apporter est liée à l'absence de corrélation stricte entre coûts marginaux techniques et coûts en bien-être. Une des critiques faites au système des PEN est qu'il serait alternatif à toute réforme fiscale et de ce fait conduirait à des coûts en bien-être supérieurs à ceux obtenus par un pays qui lèverait une taxe, certes plus élevée que le prix international du carbone, mais dont il recyclerait le produit par baisse des prélèvements obligatoires les plus distorsifs. Mais cet argument fait l'impasse sur un des obstacles majeurs à l'adoption de taxe carbone, à savoir la crainte de fortes distorsions de concurrence dans les industries intensives en énergie et soumises à concurrence internationale (sidérurgie, chimie lourde, métaux non-ferreux) et, plus encore de forts écarts dans les capitalisations boursières entre industries taxées et non taxées. C'est ce qui explique que tous les pays ayant adopté une taxe carbone aient simultanément mis en place des exonérations malgré les coûts élevés en bien-être de ces exemptions, puisqu'elles suppriment une partie de la base du double dividende et reportent l'effort sur les autres industries et sur les ménages qui devront alors subir une taxe supérieure pour atteindre un objectif donné.

De ce point de vue, l'existence des PEN permet un compromis par lequel ces secteurs auraient accès à ces marchés alors que le gouvernement lèverait une taxe sur les sources d'émissions dispersées. Les conditions de concurrence seraient alors harmonisées et on peut démontrer que les coûts en bien-être sont très modérés si, ne serait-ce qu'en partie, les PEN sont vendus aux enchères, le reste étant attribué gratuitement pour faciliter l'adaptation de ces industries et protéger leur capitalisation boursière (Hourcade & Gherzi, 2000 ; Bovenberg & Goulder, 2000). Mais cette solution, pertinente au sein des pays de l'annexe B, a pour limite que les pays hors annexe B ne sont pour l'instant soumis à aucune contrainte carbone. Se pose alors la question de l'évaluation globale de l'impact des politiques climatiques sur le commerce international des biens et services et sur l'allocation du capital productif pour savoir si les risques encourus sont de nature à prévoir des dispositifs complémentaires auprès de l'OMC.

Termes de l'échange et mouvement de capitaux

En dehors de cette question, deux motivations additionnelles ont suscité des efforts pour clarifier les liens entre politiques climatiques et échanges mondiaux. La première est celle des risques de « fuites » de carbone venant de la hausse des émissions entraînée par toute augmentation de la part des pays non-annexe B dans le marché mondial des biens intensifs en énergie. La deuxième, plus paradoxale, est liée à la situation des pays exportateurs de charbon comme l'Australie et des pays pétroliers. Au cas où il serait démontré que Kyoto aurait des effets négatifs pour tout ou partie des pays en développement, il conviendrait de prévoir des compensations appropriées au titre de la lettre de la Convention

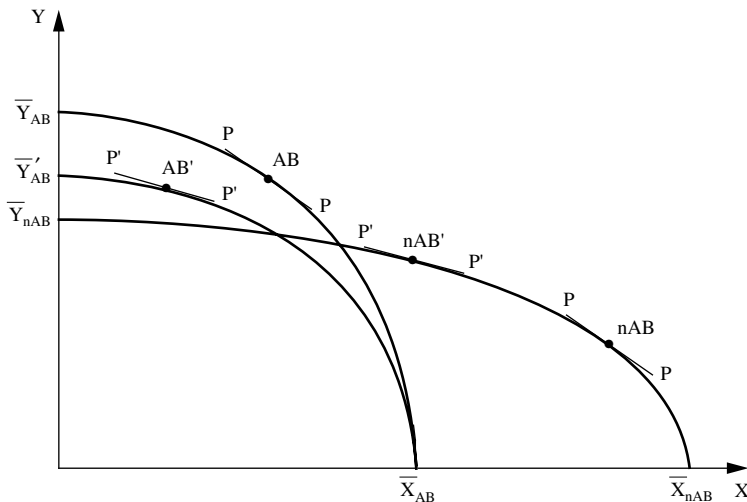
climat qui prévoit qu'aucun coût additionnel ne sera supporté par ces pays au moins dans une première étape.

L'essentiel des modèles empiriques existants reprennent une modélisation du commerce international à la Dixit-Norman (1984), modèle statique sans mobilité internationale du capital et font l'hypothèse d'une compétition pure et parfaite avec une spécification d'Armington traitant des biens identiques produits dans différents pays comme des substituts imparfaits. Le GRAPHIQUE 9 illustre, dans un cadre très simplifié, comment ces termes de l'échange se transforment entre deux économies à deux biens dont l'un seulement est émetteur de carbone. Le premier pays est de type annexe B (AB), avec contraintes sur ses émissions de carbone, le second de type non-annexe B (nAB). Si les émissions viennent de la production du bien exporté par AB (bien Y), les termes de l'échange suite à l'introduction de la contrainte carbone évolueront en la faveur de cette économie dans le cas général, puisque la baisse de la production de bien Y au niveau global relativement à celle du bien X (illustré par le déplacement de la frontière des possibilités de production du pays AB de $\bar{Y}_{AB}\bar{X}_{AB}$ à $\bar{Y}'_{AB}\bar{X}_{AB}$) entraîne un accroissement du prix relatif de ce bien Y. Le coût économique net de la contrainte carbone dépendra donc de l'ampleur de ce gain sur les termes de l'échange par rapport à la hausse de ses coûts de production tels qu'ils résultent d'une combinaison donnée entre abattements domestiques et carbone importé. Le pays nAB enregistre quant à lui une baisse de son bien-être comme effet externe négatif des politiques du pays AB. On a bien sûr le résultat inverse si les émissions viennent du produit importé par le pays AB et exporté par le pays nAB.

Les modèles empiriques procèdent, pour d'évidentes raisons pratiques, à des regroupements régionaux et sectoriels qui introduisent des biais d'agrégation liés

GRAPHIQUE 9

La contrainte environnementale n'affecte que le bien exporté par le pays de l'annexe B



à la spécification d'Armington (Lloyd, 1994). Cela n'empêche cependant pas d'isoler des résultats qualitativement convergents. Un premier ensemble de travaux étudie des pourcentages uniformes d'abattement pour l'ensemble des pays de l'annexe B : stabilisation des émissions au niveau 1990 en 2050 à partir du modèle GREEN (Coppel & Lee, 1995) ; stabilisation des émissions de CO₂ entre 1990 et 2000 puis baisse de 20 % entre 2000 et 2010, à partir du modèle EPPA (Jacoby & *al.*, 1997) ; baisse de 20 % entre 1990 et 2010, puis de 10 % entre 2010 et 2020 à partir du modèle GTEM et de la base de données GTAP (Hertel, 1997) (Brown & *al.*, 1997, Donovan & *al.*, 1997) ; baisse de 10 % des émissions puis stabilisation à partir du modèle IIAM et de la base GTAP (Harrison & Rutherford, 1999).

Dans l'ensemble de ces exercices, les pays hors annexe B subissent en moyenne une perte de bien-être due à la légère baisse du PIB dans ceux de l'annexe B (réduction des débouchés) et à la détérioration des termes de l'échange, mais ceci masque des réalités très disparates. Du côté des gagnants on trouve, conformément à la théorie, des pays comme le Brésil et la Corée du Sud qui sont à la fois importateurs d'énergie fossile et exportateurs de biens intensifs en énergie (sidérurgie, métaux non-ferreux). Le Brésil est d'autant plus avantagé que, bénéficiant d'un large recours à l'hydroélectricité, il produit ces biens de façon moins intensive en carbone que dans la plupart des autres pays⁶. À l'opposé, les exportateurs d'hydrocarbures comme le Moyen-Orient et l'Indonésie sont les plus pénalisés, nous reviendrons ci-après sur leur cas spécifique. Quant aux pays à la fois importateurs d'hydrocarbures et/ou de produits manufacturés intensifs en énergie, leurs gains en devises pour leur approvisionnement en énergie sont contrebalancés par la dégradation de leurs termes de l'échange.

Les travaux menés sur le protocole de Kyoto sont qualitativement identiques. Cependant, visant des objectifs globaux plus modérés (baisse de 5,2 % des émissions dans les pays de l'annexe B en 2008-2012) et légèrement différenciés, ils concluent à une moindre baisse du PIB au Nord et à une déformation plus faible des termes de l'échange. Aussi, dans bien des modèles, des pays qui subissaient un choc négatif dans le cas d'objectifs plus ambitieux bénéficient cette fois d'une amélioration de leur position. C'est systématiquement le cas pour l'Inde, pour les Nouveaux Pays Industrialisés en Asie avec le modèle GREEN (van der Mensbrugge, 1998), pour l'Amérique hispanophone avec le modèle GTEM (Tulpulé & *al.*, 1999 ; Brown & *al.*, 1999). Le coût des objectifs fixés par le protocole de Kyoto étant plus bas, les changements des termes de l'échange pour ces pays ne sont plus suffisamment défavorables pour compenser les gains de la baisse du prix des hydrocarbures. Symétriquement, l'amélioration des termes de l'échange est moins forte pour des pays comme le Brésil ou la Corée, mais leur bilan net reste positif. La situation des pays de l'OPEP se dégrade dans tous les scénarios et les résultats les moins convergents portent en définitive sur la Chine en raison des incertitudes sur son scénario de base. Ce dernier pays est légèrement perdant selon le modèle AIM calibré sur la base GTAP (Kainuma & *al.*, 1999) alors qu'il enregistre un léger gain en croissance pour le modèle MS-MRT qui s'appuie sur cette même base (Bernstein & *al.*, 1999).

6. Ces calculs sont basés sur la troisième version de la base de données GTAP, après introduction des données énergétiques, provenant principalement de l'International Energy Agency.

En théorie, l'introduction de la mobilité du capital devrait jouer en faveur des pays hors annexe B, ce que confirme le modèle G-Cubed model (McKibbin & *al.*, 1999) selon lequel l'ensemble du Tiers-Monde (hors OPEP et Chine) bénéficierait d'effets externes nets positifs en cas d'application du protocole de Kyoto alors que les résultats sont plus mitigés si on prend en compte les seuls termes de l'échange. Mais les résultats numériques sont ici moins solides, ce qui explique que peu de modèles intègrent aujourd'hui la mobilité du capital. Il est en effet reconnu que la technique habituelle d'égalisation des taux de rendement du capital entre les pays ne prend pas en compte l'ensemble des déterminants de la délocalisation des industries lourdes (facteurs de risque, proximité par rapport aux marchés dominants, environnement humain et technologique) et conduit à des réactions trop brutales.

En ce qui concerne les « fuites » de carbone, les fourchettes se sont fortement réduites en quelques années et vont en moyenne de 5 à 20 % des émissions dans les pays de l'annexe B, ce qui représente un risque significatif de non-atteinte des objectifs du protocole. Les résultats obtenus sont très sensibles aux coefficients d'Armington retenus. C'est par ce qui explique essentiellement les différences entre le modèle GREEN qui produit les estimations les plus faibles et celles des modèles AIM (Kainuma & *al.*, 1999), G-cubed (McKibbin & *al.*, 1999) et GTEM (Tulpulé & *al.* ; 1999, Brown & *al.*, 1999). Un deuxième paramètre important est l'élasticité de substitution retenue dans la sidérurgie, dans les non-ferreux et dans le secteur électrique au sein des pays de l'annexe B : diviser par deux la capacité de réponse technologique de ces secteurs équivaut mécaniquement à doubler le taux de « fuite » (ABARE-DFAT, 1995). Paradoxalement, même si l'introduction de la mobilité du capital tend à accroître ce taux de « fuite » (Hinchy & *al.*, 1998), ce mécanisme est contrebalancé par une diffusion plus rapide des technologies modernes les moins émettrices au sein des pays du Tiers-Monde (ABARE-DFAT, 1995).

En fait, dans la totalité des modèles cités ici, l'outil dont l'impact numérique est le plus sensible pour réduire à la fois le taux de fuite de carbone et la dégradation des termes de l'échange pour ces pays au détriment des pays du Tiers-Monde est le recours aux PEN, et ce d'autant plus que l'on retient des hypothèses pessimistes sur la technologie. Dans ce cas, en effet, la hausse des prix des industries intensives en énergie est plus modérée, entraînant une moindre évolution des termes de l'échange et une moindre incitation à délocaliser.

L'incertitude sur les réponses de l'OPEP

La discussion qui précède ne peut être déconnectée de la réponse de l'OPEP qui est présentée comme la zone la plus systématiquement perdante dans tous les modèles analysés. Il existe un ensemble important de travaux théoriques qui visent à examiner les liens entre le sentier optimal d'extraction des réserves d'hydrocarbures et le sentier optimal du prix du carbone (Sinclair, 1992 ; Ulph & Ulph, 1994 ; Hoel & Kverndokk, 1996 ; Farzin & Tahvonen, 1996 ; Tahvonen, 1997). Mais le point décisif est de savoir si la baisse de la demande de pétrole va affaiblir la discipline interne de l'OPEP (Berg & *al.*, 1997a) ou si au contraire, sa capacité de maintenir un pouvoir de cartel sera renforcée par ce qui sera perçu comme un acte hostile de la part des pays importateurs de pétrole. Les quelques

travaux disponibles en théorie des jeux suggèrent que cette capacité de réponse de l'OPEP sera limitée par les producteurs marginaux qui représentent un potentiel suffisant pour dissuader d'une réponse trop agressive (Berg & al., 1997b ; Braten & Golombek, 1998) ; mais on conviendra que l'histoire des trente dernières années rend ici les pronostics difficiles.

Au cas où l'OPEP maintiendrait une discipline des prix, cela changerait le prix du carbone⁷ mais pas le prix de l'énergie au sein des pays de l'annexe B. Ceux-ci devraient faire face à une ponction extérieure plus élevée, mais, d'un autre côté, l'incitation à la hausse de la production des industries intensives en énergie dans les pays hors annexe B serait réduite puisque le relèvement des prix pétroliers toucherait tous les pays.

I ntérêt et limites des mécanismes de flexibilité : la querelle de la « supplémentarité »

Alors que les échanges des PEN sont le plus souvent présentés comme un outil de minimisation des coûts globaux d'abattement des émissions, ce qui précède met en évidence leur rôle d'assurance face aux incertitudes sur les coûts. Depuis Weizmann (1974), on sait en effet qu'une coordination par des taxes assure l'observabilité des efforts consentis, mais ne peut garantir le résultat final, alors qu'une coordination sur des quantités garantit le résultat final mais reporte l'incertitude sur les coûts consentis *in fine*. Cette incertitude est d'autant plus grande que l'on doit répartir les quotas entre des pays dont les fonctions de coûts sont largement inobservables, notamment lorsqu'il s'agit non plus des coûts techniques mais des coûts en bien-être. S'assurer contre cette incertitude est d'autant plus important que ces effets sont aggravés par la prise en compte des effets externes liés à la transformation des termes de l'échange et aux déplacements de capitaux : la transformation des termes de l'échange tend, dans un premier temps, à atténuer les coûts nets pour les perdants au sein des pays de l'annexe B mais provoque un blocage politique de la part des pays du G77⁸ qui demandent une compensation des pertes induites chez eux par les engagements des pays de l'annexe B. Les risques de déplacements de capitaux vont en sens inverse en aggravant les coûts économiques pour les pays de l'OCDE, mais aussi en augmentant les risques de fuite de carbone. Les PEN constituent donc une prévention vis-à-vis d'effets en chaîne dont le bilan est difficilement prédictible.

Cela signifie que le dispositif de Kyoto ne pourra être mis en place sans que soient résolus deux problèmes majeurs. Nous ne traiterons pas du premier problème ici, à savoir le degré d'harmonisation des conditions d'échanges entre États (existence d'une bourse ou d'appels d'offre publics) et de conditions de rétrocession des permis des États vers les firmes. Nous nous attarderons plutôt sur le

7. Lindholt (1999) donne un prix des permis de 14 \$/t en 2010 si l'OPEP se comporte en cartel et de 24 \$/t dans le cas contraire.

8. Groupe de pays en développement constitué lors de la conférence de Rio de Janeiro pour peser concrètement sur la négociation.

deuxième problème, qui est celui de la querelle sur la supplémentarité qui oppose les États-Unis et l'Union européenne.

Cette querelle vient du fait que la prévention des risques climatiques exige, au-delà de Kyoto, un effort de long terme sur les infrastructures (transport, urbanisme) et sur la R & D, effort qui ne pourra être conduit de manière efficace que si l'on dispose de signaux-prix stables et réellement révélateurs des contraintes de long terme. Or, la Russie et l'Ukraine se sont engagés à Kyoto à stabiliser leurs émissions au niveau de 1990 alors même qu'ils sont aujourd'hui de 30 à 40 % en dessous de cet objectif en raison de la crise de leur restructuration interne ; or cette situation risque fort de se prolonger si cette crise perdure, ou en cas de reprise économique, en raison du remplacement des équipements existants par des équipements plus efficaces. Se justifie donc la crainte que l'existence de ces quotas excédentaires (*hot air*) ne vienne déprécier le prix du carbone. Un gouvernement pourrait effectivement importer des permis à bas coût pour satisfaire aux engagements de Kyoto, mais sans prendre le risque politique de mesures internes significatives. C'est pourquoi l'Union européenne a insisté pour que soit inscrit dans le protocole de Kyoto le fait que l'usage des mécanismes de flexibilité doit être un complément aux politiques domestiques, exigences traduites par le conseil des ministres de l'Environnement sous forme de limite à l'usage des permis.

La difficulté est qu'imposer une telle limite aurait des effets paradoxaux. Soit, en effet, le pouvoir de marché est aux mains des pays importateurs et il est à craindre que les échanges ne portent que sur du *hot air*, ce qui générerait un prix public du carbone très bas rendant encore plus difficile l'adoption des mesures domestiques. Soit ce pouvoir de marché est entre les mains d'un duopole russo-ukrainien, et la charge principale retombe alors sur les pays dont le coût marginal d'abattement est le plus élevé, à savoir principalement le Japon et la plupart des pays européens. En fait cette querelle de la supplémentarité n'est qu'un des symptômes de la faiblesse de tout dispositif de coordination par quotas, faiblesse qui apparaît de façon plus évidente dès lors que l'on doit introduire dans ce dispositif les pays en voie du développement.

Ces pays ne sont pas aujourd'hui concernés par des engagements quantitatifs parce qu'il fut entendu à Rio de Janeiro (1992) que les pays industrialisés devaient faire le premier pas en raison du principe de responsabilité commune mais différenciée, le Tiers-Monde ne supportant aucune charge spécifique. Ce principe a conduit à la mise en place d'un mécanisme de développement propre (MDP) par lequel les pays de l'annexe B peuvent investir dans des projets d'abattement et en retirer des crédits d'émissions. Mais, dès 2005 se posera la question de l'entrée des pays en développement dans le mécanisme de PEN au cours de la deuxième période budgétaire (post 2012), ce qui renvoie immédiatement aux règles devant présider à l'attribution des quotas d'émission par pays. Le principe de Bowen-Lindhal-Samuelson fournit ici une base claire pour déterminer un principe simple d'équité sur la base d'une distribution donnée des revenus et des coefficients de Negishi (1960). Celle-ci conduit au résultat simple qu'une règle équitable devrait égaliser les pertes marginales en bien-être entre les pays c'est-à-dire répartir les coûts en proportion inverses des revenus par tête. Mais ce principe ne peut être directement appliqué car il demande des données en grande partie inobservables. C'est pourquoi la recherche s'oriente vers l'évaluation des conséquences distributives de règles simples d'allocation des quotas.

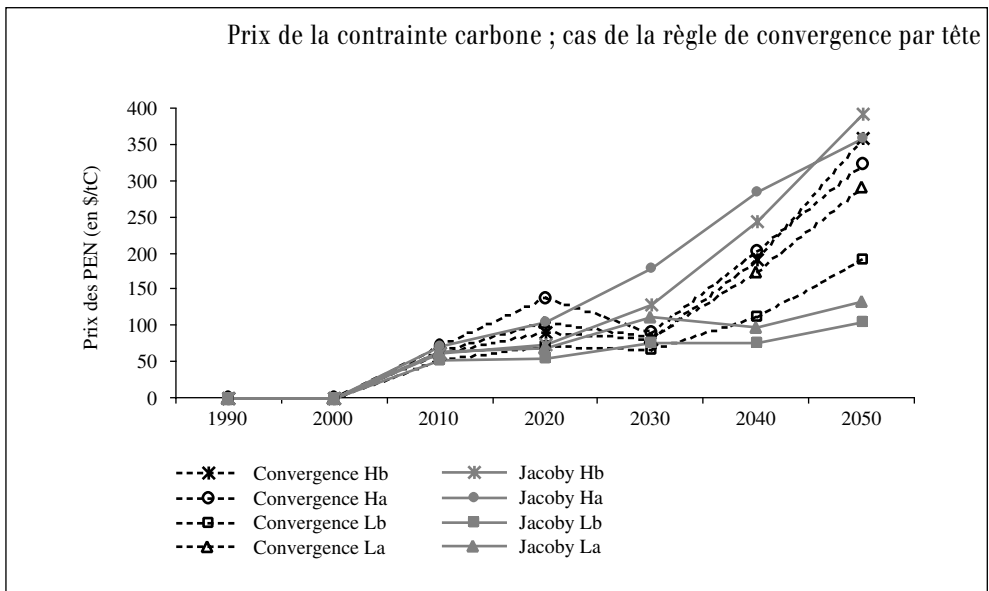
Toutes les règles d'allocation proposées reposent sur l'idée de convergence, même si on peut discuter la légitimité d'un tel indicateur (Kverndokk, 1995 ; Godard, 1999) : attribution des droits d'émission par tête chez Agarwal et Narain (1998), convergence par tête à horizon donné pour Manne et Richels (1997) ainsi que pour Onighe *et al.* (1999). Jacoby propose en 1998 une règle qui repose sur l'idée que les pays doivent opérer un rythme de réduction proportionnel à leur richesse, tandis que Colombier (1999) propose d'intégrer en outre un critère de contenu en carbone du PIB. Lecocq *et al.* (1999) ont essayé de comparer les effets de cette règle et d'une règle de convergence. Ce modèle est calibré sur les scénarios de croissance qui encadrent les hypothèses des scénarios SRES du 3^e rapport du GIEC, et fait apparaître les points suivants.

Toutes les règles conduisent à des écarts très importants par rapport au critère BLS, et à des répartitions des coûts des politiques climatiques probablement inacceptables par les pays de l'annexe B. Les résultats sont très sensibles au scénario de référence retenu, avec des changements du signe de l'impact pour certains pays comme la Chine ou l'Inde.

L'échange des permis réduit les risques liés à une allocation des droits très éloignée du principe BLS, mais les écarts demeurent très importants.

Enfin, la règle de convergence au-delà d'un seuil économique conduit à des vagues répétées d'abattement à bas coûts au fur et à mesure de l'entrée des nouveaux pays. Comme le suggère le GRAPHIQUE 10, on pourrait alors avoir une instabilité du prix du carbone. Ceci renforce la crainte d'une reproduction du phénomène de *hot air*, en raison de l'impossibilité d'établir finement des scénarios de référence pour les pays en développement pour une échéance supérieure à dix ans.

GRAPHIQUE 10



Quatre scénarios sont analysés sur ce graphique, combinant une valeur haute ou une valeur basse pour l'évolution de l'intensité énergétique, et deux hypothèses de croissance :

- croissance élevée (H) : 1,8 % par an entre 1990 et 2100 dans les pays développés (2 % hors Russie) et 4 % dans les pays en développement (Chine, Inde et reste du monde), soit un taux de croissance mondial de 3 % ;

- croissance faible (L) : 1,5 % par an dans les pays développés et 3 % dans les pays en développement (Chine, Inde et reste du monde), soit un taux de croissance annuel mondial de 2,2 % par an ;

- cas (a) : progrès technique est rapide et au-delà d'un certain niveau de développement, l'élasticité-revenu des émissions de carbone dans un pays devient négative ;

- cas (b) : progrès technique lent ; l'élasticité moyenne des émissions au PIB reste positive jusqu'en 2100.

Conclusion

Ce qui précède peut être lu de plusieurs façons. La première est de considérer que la grande dispersion des résultats des modèles montre que ceux-ci ne sont pas à même de répondre aux questions que se posent les décideurs. Cela justifie les fréquentes manipulations stratégiques des controverses scientifiques où le climat n'est qu'un prétexte pour régler d'autres enjeux nationaux et internationaux. La deuxième lecture consiste à réduire cette dispersion et à rechercher le scénario et la valeur du carbone « les plus probables ». Enfin, la lecture qui nous paraît faire un meilleur usage de l'information disponible, consiste à souligner les trois points suivants.

La diversité des résultats reflète l'ampleur des incertitudes du monde réel : incertitudes sur les coûts des technologies propres, sur les scénarios de base, sur la capacité politique de l'adoption et du bon usage d'écotaxes, sur la réponse de l'OPEP, sur l'efficacité des PEN, sur les modalités d'entrée du Tiers-Monde dans un système de quotas d'émission.

Les modèles convergent sur le fait qu'une combinaison appropriée d'instruments (écotaxes et PEN) resserre fortement la fourchette des coûts nets de Kyoto puisqu'on va de pertes de PIB très modérées à de faibles gains. L'usage de ces instruments apparaît alors comme une assurance vis-à-vis de l'incertitude sur ces coûts et des risques de blocage politique si les quotas retenus s'avèrent inéquitables.

Enfin, l'existence de quotas excédentaires en Russie et Ukraine est un accident historique qui pourrait se reproduire lors de l'entrée de pays du Tiers-Monde dans une coordination par quotas, ceci en raison de l'inobservabilité *ex ante* de leur scénario de base. De ce point de vue, l'insistance de l'Union européenne sur la supplémentarité est justifiée.

Ces résultats mettent bien en évidence à la fois le caractère nécessaire et les pièges potentiels des systèmes de PEN et nous rappellent qu'une coordination efficace doit tenir compte de la diversité des « croyances » sur les coûts, et ce d'autant plus qu'elles encadrent des risques réels d'emballement des prix du carbone ou de forte déflation de ces mêmes prix. Tirant le parti du débat prix *versus* quantité en matière de mode de coordination, on est donc conduit à plaider pour

des systèmes hybrides où des engagements sur des quotas seraient encadrés par un prix plafond (fonctionnant comme une soupape de sécurité dans le cas où un pays serait entraîné à des surcoûts non anticipés, voir Kopp & *al.*, 1999) et un prix plancher, comme traduction de la contrainte de suppléantarité et des risques liés à la répétition de vagues successives de *hot air* lors de l'entrée des pays en développement dans le système des permis. Mais l'analyse des effets redistributifs de règles d'allocation des quotas suggère que le rôle du MDP pourrait bien s'avérer durable, tant il est vrai qu'un accord sur l'une de ces règles s'avérera un exercice plus difficile que ce qu'on laisse parfois entendre. Il faudra inévitablement arbitrer entre les avantages d'une révision périodique de ces règles, afin de minimiser les risques d'inéquité *ex post* et les coûts de transaction liés à leur renégociation périodique. L'enjeu est alors de définir les conditions institutionnelles permettant au MDP d'exercer un effet de levier sur les politiques de développement en levant certaines contraintes d'accès au capital et en facilitant le transfert de technologies.

C'est dans la capacité des dispositifs incitatifs à rassurer à la fois les pessimistes et les optimistes quant aux coûts des politiques climatiques et à intéresser le Tiers-Monde que se jouera le succès des politiques climatiques. Un système hybride présente l'intérêt de donner des garanties sur l'objectif global et de faire surgir un signal prix facilitant la négociation des objectifs futurs. Une nouvelle génération de modèles, en fait en émergence aujourd'hui (Schneider & Goulder, 1997), sera ici utile pour cerner en quoi l'introduction du changement technique, relayé par des mécanismes efficaces d'apprentissage et de transfert de technologies au sein d'un cadre incitatif crédible, peut constituer un facteur suffisamment décisif de baisse des coûts d'abattement, pour que l'insertion du Tiers-Monde dans le dispositif soit examinée avec à la fois plus d'attention et de largeur de vue que cela ne semble envisagé jusqu'ici.

J.-C. H.

E. F.

RÉFÉRENCES

- ABARE-DFAT, *Global Climate Change, Economic Dimensions of a Global Policy Response Beyond 2000*, ABARE-Australian Bureau of Agricultural and Resource Economics, Canberra.
- Agarwal A. & S. Narain (1998), *The Atmospheric Rights of all People on Earth*, Center for Science and Environment Statement, New Delhi.
- Bahn O., A. Haurie, S. Kyreos & J.-P. Vial (1998), « Advanced Mathematical Programming Modeling to Assess the Benefits from International CO₂ Abatement Cooperation », *Environmental Modeling and Assessment*, vol. 3, pp. 107-115.
- Bahn O., S. Kyreos, B. Bueler & H.J. Luthi (1999), « Modelling an International Market of CO₂ Emission Permits », *International Journal of Global Energy Issues*, 12 (1-6), pp. 283-291.
- Bahn O., A. Cadena & S. Kyreos (1999), « Joint Implementation of CO₂ Emission Reduction Measures between Switzerland and Colombia », *International Journal of Environment and Pollution*, vol. 11, pp. 1-12.
- Barker T. (1993), *Secondary Benefits of Greenhouse Gas Abatement: The Effects of a UK Carbon/Energy Tax on Air Pollution*, Energy-Environment-Economy Modelling, Discussion Paper n° 4, ESRC Research Project « Policy Options for Sustainable Energy Use in a General Model of the Economy ».

- _____ (1997), « Taxing Pollution Instead of Jobs: Towards more Employment without more Inflation through Fiscal Reform in the UK », dans *Ecotaxation*, sous la direction de T. O'Riordan, Earthscan, 1997.
- _____ (1998), *Policy Evaluation in a Multi-Sectoral Framework*, communication, European-US Conference on Post-Kyoto Strategies.
- _____ (1999), « The Effects on Competitiveness of Coordinated versus Unilateral Fiscal Policies Reducing GHG Emissions in the EU: An Assessment of 10% Reduction by 2010 Using the E3ME Model », *Energy Policy*, vol. 26, n° 14.
- Barker T. & B. Gardiner (1995), *The Direct Effects on Energy-Saving R & D on International Competitiveness and Employment in the European Union*, communication à la conférence « Technological Progress for Competitiveness and Employment: the Case of Energy Environment », Paris, 1996.
- Barker T. & N. Johnstone (1993), « Equity and Efficiency in Policies to Reduce Carbon Emissions in the Domestic Sector », *Energy & Environment* 4, n° 4, pp. 335-361.
- Barker T., N. Johnstone & T. O'Shea (1993), *The CEC Carbon/Energy Tax and Secondary Transport-Related Benefits*, Energy-Environment-Economy Modelling, Discussion Paper n° 5, Department of Applied Economics, University of Cambridge.
- Barker T. & J. Köhler (1998), « Equity and Ecotax Reform in the EU: Achieving a 10 per cent Reduction in CO₂ Emissions Using Excise Duties », *Fiscal Studies*, vol. 19, n° 4, pp. 375-402.
- Berg E., S. Kverndokk & K. Rosendahl (1997a), « Gains from Cartelisation in the Oil Market », *Energy Policy*, 25 (13), pp. 1075-1091.
- _____ (1997b), « Market Power, International CO₂ Taxation and Petroleum Wealth », *The Energy Journal*, 18(4), pp. 33-71.
- Bernard A.L. & M. Vielle (1998), *Cost of CO₂ Abatement in a Regional or International Context: Discrepancies among Countries and Spill-Over Effects*, document de travail, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
- _____ (1999), *Efficient Allocation of a Global Environment Cost between Countries: Tradable Permits VERSUS Taxes or Tradable Permits AND Taxes? An appraisal with a World General Equilibrium Model*, document de travail, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement.
- _____ (1999), *Rapport à la mission interministérielle sur l'Effet de serre relatif aux évaluations du Protocole de Kyoto effectuées avec le modèle GEMINI-E3*, ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, commissariat à l'Énergie atomique.
- Bohm P. (1997), « Joint Implementation as Emission Quota Trade: An Experiment Among Four Nordic Countries », *Nord* 1997: 4, Nordic Council of Ministers.
- Böhringer C. (1997), « NEWAGE – Modellinstrumentarium zur gesamtwirtschaftlichen Analyse von Energie- und Umweltpolitiken », dans *Energiemodelle in der Bundesrepublik Deutschland – Stand der Entwicklung*, sous la direction de S. Molt & U. Fahl, Juelich, pp. 99-122.
- Böhringer C., J. Jensen & T.F. Rutherford (1999), *Energy Market Projections and Differentiated Carbon Abatement in the European Union*.
- Bosello F., C. Carraro & M. Galeotti (1998), *The Double Dividend Issue: Modelling Strategies and Empirical Findings*, Nota Di Lavoro n° 81, FEEM Working Paper 81.
- Bosello F. & C. Carraro (1998), *Recycling Energy Taxes. Impact on a Disaggregated Labour Market*, communication, 3rd Conference on Environment and Resource Economics, FEEM/IDEI/INRA, Toulouse, juin.
- Bosello F. & M. Moretto (1999), *Dynamic Uncertainty and Global Warming Risk*, Working Paper, Fondazione ENI Enrico Mattei.
- Bovenberg A.L., Ruud & A. de Mooij (1994), « Environmental Levies and Distortionary Taxation », *American Economic Review* 84 (4), pp. 1085-9.
- Bovenberg A.L., & L.H. Goulder (1997), « Costs of Environmentally Motivated Taxes in the Presence of Other Taxes: General Equilibrium Analyses », *National Tax Journal*.

- (2000), *Neutralizing the Adverse Industry Impacts of CO₂ Abatement Policies: What Does It Cost?*, communication, the FEEM-NBER Conference on Behavioral and Distributional effects of Environmental Policy, Milan, juin.
- Braten J & R. Golombek (1998), « OPEC's Response to International Climate Agreements », *Environmental and Resource Economics*, 12 (4), pp. 425-42.
- Brechet T. (1998), *Permis d'émissions de CO₂ et lutte contre le changement climatique. Une analyse des enjeux macroéconomie-sectoriels en Belgique par un modèle d'équilibre général*, Working Paper, Bureau fédéral du Plan, Bruxelles.
- Brendemoen A. & H. Vennemo (1994), « A Climate Treaty and the Norwegian Economy: A CGE Assessment », *The Energy Journal*, 15 (1), pp. 77-93.
- Brown S., D. Kennedy, C. Polidano, K. Woffenden, G. Jakeman, B. Graham, F. Jotzo & B. Fisher (1999), *Economic Impacts of the Kyoto Protocol: Accounting for the Three Major Greenhouse Gases*, ABARE Research Report 99.6, Canberra.
- Brown S., D. Donovan, B. Fisher, K. Hanslow, M. Hinchy, M. Matthewson, C. Polidano, V. Tulpulé & S. Wear (1997), *The Economic Impact of International Climate Change Policy*, ABARE Research Report 97.4, Canberra.
- Buananno P., C. Carraro, E. Castelnovo, & M. Galeotti (1999), *Efficiency and Equity of Emission Trading with Endogenous Environmental Technical Change*, communication, 3rd Conference on Environment and Resource Economics, FEEM/IDEI/INRA, Toulouse, juin.
- Bundestag (1991), *Schutz der Erde : eine Bestandsaufnahme mit Vorschläge zu einer neuen Energiepolitik*, Enquete Kommission des deutschen Bundestags, Bonn.
- Capros P. (1998), « Economic and Energy Systems Implications of European CO₂ Mitigation Strategy: Synthesis of Results from Model Based Analysis », dans *Economic Modelling of Climate Change*, OCDE, Paris, pp. 27-48.
- Capros P., T. Georgakopoulos, D. Van Regemorter, S. Proost, T. F. N Schmidt & K. Conrad (1997), « European Union – the GEM-E3 General Equilibrium Model », *Economic & Financial Modelling*, numéro spécial, volume double, vol. 4, n° 2 & 3.
- Capros P., T. Georgakopoulos, D. Van Regemorter, S. Proost, T.F.N Schmidt, K. Conrad & L. Vouyoukas (1999), *The Macroeconomic Costs and Benefits of Reducing Greenhouse Gases Emissions in the European Union*.
- Capros P., L. Mantzos, P. Criqui, N. Kouvaritakis, A. Soria-Ramirez, L. Scratzenkolzer & L. Vouyoukas (1999), *Climate Technology Strategy: Controlling Grenhouse Gases*, Springer Verlag, Berlin.
- Capros P., L. Mantzos & E. Kokkolakis (1997), *Evaluation of Policies and Measures and their Costs for the EU to Meet the Kyoto Target of – 15% CO₂ Emissions*, Working Paper, National Technical University of Athens.
- Capros P., L. Mantzos, L. Vouyoukas & D. Petrellis (1999), *European Energy and CO₂ Emissions Trends to 2020*, communication, IEA/EMF/IIASA Conference on Energy Modelling, Paris, juin.
- Carraro C., & A. Soubeyran (1996), « Environmental Taxation and Employment in a Multi-sector General Equilibrium Model », dans *Environmental Fiscal Reform and Unemployment*, Kluwer Academic Publishers, Londres.
- CIRED (1998), *Analyse des résultats du modèle PRIMES d'évaluation du coût des engagements européens de réduction des émissions de CO₂*, rapport pour la direction générale des Matières premières, ministère de l'Industrie, Paris.
- Colombier M. (1999), *Critères de différenciation des engagements en matières d'émission de gaz à effet de serre*, étude pour la mission interministérielle sur l'Effet de serre, Paris.
- Coppel J & H. Lee (1995), « Model Simulations: Assumptions and Results », dans *Global Warming: Economic Dimensions and Policy Responses*, pp. 74-84, OCDE.
- Dixit A. & V. Norman (1984), *Theory of International Trade: A Dual General Equilibrium Approach*, Cambridge University Press, Cambridge.

- Donovan D., K. Schneider, G. Tessema & B. Fisher (1997), *International Climate Change Policy: Impacts on Developing Countries*, ABARE Research Report 97.8, Canberra.
- Energy Modeling Forum (1999), *Economic and Energy System Impacts of the Kyoto Protocol: Results from the Energy Modeling Forum Study*, The EMF 16 Working Group, Stanford Energy Modeling Forum, Stanford University, juillet.
- Farzin Y. & O. Tahvonen, (1996), « Global Carbon Cycle and the Optimal Time Path of a Carbon Tax », *Oxford Economic Papers*, 48 (4), pp. 515-36.
- Fitzgerald J. & D. McCoy (1992), *The Economic Effects of Carbon Taxes*, Economic and Social Research Institute, Dublin.
- Fortin E. (1999), *Étude des effets redistributifs d'une taxe sur le carbone et l'énergie à l'aide du modèle IMACLIM*, Document interne, CIRED.
- Gielen D., S. Franssen, A. Seebregts & T. Kram (1999), *Markal for Policy Instrument Assessment – The OECD TOG Project*, communication, the IEA/ETSAP Annex VII Workshop, Washington DC.
- Gielen D., P. Koutstaal, T. Kram & S. Van Rooijen (1998), *Effects on the Climate Policy of the European Union*, Working Paper, ECN, Petten, the Netherlands, juin, C-98-040, pp. 1-34.
- Gielen D., T. Kram & H. Brezet (1999), *Integrated Energy and Materials Scenarios for Greenhouse Gas Emission Mitigation*, communication, the IEA/DOE/EPA Workshop, « Technologies to Reduce GHG Emissions: Engineering-Economic Analysis of Conserved Energy and Carbon », Washington DC.
- Godard O. (1999), « Sur l'éthique, l'environnement et l'économie : la justification en question », à paraître dans *Développement récents de l'économie de l'environnement*, sous la direction de G. Rotillon, Georg édition, Genève.
- Goulder L.H. (1995), « Environmental Taxation and the Double Dividend: A Reader's Guide », *International Tax and Public Finance*, 2, pp. 157-183.
- Goulder L.H. & K. Mathai (1998), *Optimal CO₂ Abatement in the Presence of Induced Technological Change*, NBER Working Paper n° 6494, avril.
- Goulder L.H., I.W.H. Parry, & D. Burtraw (1997), « Revenue-Raising vs. Other Approaches to Environmental Protection: The Critical Significance of Pre-Existing Tax Distortions », *Rand Journal of Economics*, hiver.
- Goulder L.H., I.W.H. Parry, R.C. Williams III, & D. Burtraw (1999), « The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-best Setting », *Journal of Public Economics*, 72 (3), pp. 329-360.
- Goulder L.H. & S. Schneider (1999), « Induced Technological Change, Crowding out, and the Attractiveness of CO₂ Emissions Abatement », *Resource and Environmental Economics*, 21 (3-4), pp. 211-253.
- Grubb M., J. Edmonds, P. Ten Brink & M. Morrison (1993), « The Costs of Limiting Fossil-fuel CO₂ Emissions: A Survey and Analysis », *Annual Review of Energy and Environment*, 18, pp. 397-478.
- Hakonsen L., & L. Mathiesen (1997), « CO₂ Stabilization May Be a 'No-Regrets' Policy », *Environmental and Resource Economics*, 9 (2), pp. 171-98.
- Halsnaes K. & A. Markandya (1999), *Comparative Assessment of GHG Limitation Costs and Ancillary Benefits in Country Studies for DC's and EIT's*, Working Paper, UNEP Collaborating Centre on Energy and Environment, juin.
- Harrison G.W. & B. Kriström (1996), *Effekter av olika skattväxlingsalternativ enligt en allmän jämviktsmodell*, (Effects of Different Green Tax Alternatives Using a General Equilibrium Model), Expertrapporter från skatteväxlingskommittén. SOU 1996:117, Fritzes förlag, Stockholm.
- Harrison G.W. & T. Rutherford (1999), « Burden Sharing, Joint Implementation and Carbon Coalitions », dans *International Agreements on Climate Change*, sous la direction de C. Carraro, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Hertel T. (sous la direction de) (1997), *Global Trade Analysis: Modeling and Applications*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Hinchy M., K. Hanslow & B. Fisher (1998), *Gains from International Emissions Trading in a General Equilibrium Framework*, ABARE Working Paper, Canberra.
- Hoel M. & S. Kverndokk (1996), « Depletion of Fossil Fuels and the Impacts of Global Warming », *Resource and Energy Economics*, 18 (2), pp. 115-136.
- Hourcade J.-C. & F. Ghersi (1997), « Les enjeux des « Qelros » : entre logique économique et logique de négociation », *Revue de l'énergie*, n° 491.
- _____ (2000), « Le rôle du changement technique dans le double dividende d'éco-taxes », à paraître dans *Economies et Prévisions*.
- Jacoby H., R. Eckaus, D. Ellerman, R. Prinn, D. Reiner & Z. Yang (1997), « CO₂ Emission Limits: Economic Adjustments and the Distribution of Burdens », *The Energy Journal*, 18 (3), pp. 31-58.
- Jacoby H., R.G. Prinn, & R. Schmalensee (1998), « Kyoto's Unfinished Business », *Foreign Affairs*, 77 (4), pp. 54-66.
- Jaffe B. & R. N. Stavins (1994), « The Energy-Efficiency Gap. What Does it Mean? », *Energy Policy*, 22 (10), pp. 804-810.
- Jiang K., X. Hu, Y. Matsuoka & T. Morita (1998), « Energy Technology Changes and CO₂ Emission Scenarios in China », *Environmental Economics and Policy Studies*, 1 (2), pp. 141-160.
- Jochem E. (1999), *Policy Scenarios 2005 and 2020 – Using Results of Bottom-Up Models for Policy Design in Germany*, Working Paper, Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research, Karlsruhe.
- Jorgenson D. (1997), *How Economics Can Inform the Climate Change Debate*, American Enterprise Institute for Public Policy Research.
- Kainuma M., Y. Matsuoka & T. Morita (1999), « Analysis of post-Kyoto Scenarios: AIM Model », *The Energy Journal*, numéro spécial, pp. 207-220.
- _____ (2000), « The AIM/End-Use Model and Its Application to Forecast Japanese Carbon Dioxide Emissions », à paraître dans *the European Journal of Operational Research*.
- Kainuma M., Y. Matsuoka, T. Morita & G. Hibino (1999), « Development of an End-Use Model for Analyzing Policy Options to Reduce Greenhouse Gas Emissions », *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics – Part C: Applications and Reviews*, vol. 29, n° 3, août, pp. 317-323.
- Kanudia A. & R. Loulou (1998), « Joint Mitigation under the Kyoto Protocol: A Canada-USA-India Case Study », *Les Cahiers du GERAD*, Groupe d'études et de recherche en analyse des décisions (GERAD), Montréal, juillet, G-98-40, pp. 1-26.
- Kopp R. & al. (1999), « A Proposal for Credible Early Action in U.S. Climate Policy », *RFF Feature*, 16 février, Washington DC.
- Kverndokk S. (1995), « Tradable CO₂ Permits: Initial Distribution as a Justice Problem », *Environmental Values*, 4(2), pp. 129-148.
- Kverndokk S. & K. E. Rosendahl (2000), *Greenhouse Gas Mitigation Costs and Ancillary Benefits in the Nordic Countries, the UK and Ireland: A Survey*, manuscript.
- Larsson T., P. E. Grohneit & F. Unander (1998), « Common Action and Electricity Trade in Northern Europe », *International Transactions in Operational Research*, 5 (1), pp. 3-11.
- Lecocq F., J.-C. Hourcade, & T. Lepasant (1999), *Equity, Uncertainty and the Robustness of Entitlement Rules*, communication, IEA/EMF/IIASA Conference on Energy Modelling, Paris, juin.
- Lehtila A. & P. Pirila (1996), « Reducing Energy Related Emissions – Using an Energy Systems Optimization Model to Support Policy Planning in Finland », *Energy Policy*, 24 (9), pp. 805-819.

- Lehtila A. & S. Tuhkanen (1999), *Integrated Cost-Effectiveness Analysis of Greenhouse Gas Emission Abatement – The Case of Finland*, Working Paper n° 374, Technical Research Centre of Finland (VTT), Espoo.
- Lindholt L. (1999), *Beyond Kyoto: CO₂ Permit Prices and the Markets for Fossil Fuels*, Discussion Paper 258, Statistics Norway, Oslo.
- Lloyd P. (1994), « Aggregation by Industry in High-Dimensional Models », *Review of International Economics*, 2 (2), pp. 97-111.
- Loulou R. & A. Kanudia (1998), « The Kyoto Protocol, Inter-Provincial Cooperation and Energy Trading: A Systems Analysis with Integrated MARKAL Models », *Les Cahiers du GERAD*, Groupe d'études et de recherche en analyse des décisions (GERAD), Montréal août, G-98-42, pp. 1-26. À paraître dans *Energy Studies Review* (1999).
- _____ (1999), *The Regional and Global Economic Analysis of GHG Mitigation Issue via Technology-Rich Models: A North American Example*, Working Paper, McGill University, Montréal, juin.
- Loulou R. & D. Lavigne (1996), « MARKAL Model with Elastic Demands: Application to Greenhouse Gas Emission Control », *Operations Research and Environmental Management*, pp. 201-220.
- Manne A.S. & R.G. Richels (1997), « The Greenhouse Debate: Economic Efficiency, Burden Sharing and Hedging Strategies », dans *IPIECA Symposium on Critical Issues in the Economic of Climate Change*, B.P. Flannery, K.R. Kohlhose & D.G. Levine, IPIECA, Londres, pp. 81-106.
- _____ (1998), *The Kyoto Protocol: A Cost-effective Strategy for Meeting Environmental Objectives?*, Stanford University Energy Modelling Forum Study (EMF 16).
- McKibbin W., M. Ross, R. Shackleton & P. Wilcoxon (1999), « Emissions Trading, Capital Flows and the Kyoto Protocol », *The Energy Journal*, numéro spécial, pp. 287-333.
- Negishi T. (1960), « Welfare Economics and Existence of an Equilibrium for a Competitive Economy », *Metroeconomica*, vol. 12, pp. 92-97.
- Nystrom I. & C. Wene (1999), *Energy-Economy Linking in MARKAL-MACRO: Interplay of Nuclear, Conservation and CO₂ Policies in Sweden*, Working Paper, Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- OCDE (1995), *Climate Change, Economic Instruments and Income Distribution*, Paris.
- O'Donoghue C. (1997), *Carbon Dioxide, Energy Taxes and Household Income*, Working Paper 90, The Economic and Social Research Institute, Dublin.
- Oliveira Martins J. & P. Sturn, (1998), *Efficiency and Distribution in Computable Models of Carbon Emission Abatement*, Economics Department Working Papers, OCDE.
- Onigkeit J. & J. Alcamo (1999), *A Different Perspective for Global Climate Policy: Combinig Burden Sharing and Climate Protection*, contribution, Uncertainty and Climate Assessment Model, EFIEA, Baden bei Wien, juillet.
- Ostertag K. (1999), *Transaction Costs of Raising Energy Efficiency*, Working Paper, Fraunhofer Institute for Systems and Innovation Research (ISI), Karlsruhe/Centre International de Recherche sur l'Environnement et le Développement (CIRED), Nogent-sur-Marne, février.
- Poterba J. (1991), « Tax Policy to Combat Global Warming: On Designing a Carbon Tax », dans *Global Warming: Economic Policy Responses*, sous la direction de R. Dornbush & J.M. Poterba, MIT Press, Cambridge (Mass).
- Sathaye J. & N. H. Ravindranath (1998), « Climate Change Mitigation in the Energy and Forestry Sectors of Developing Countries », *Annual Review of Energy and Environment*, vol. 23, pp. 387-437.
- Schneider S.H. & L. Goulder (1997), « Achieving Low Cost Emissions Targets », *Nature*, n° 389, pp. 13-14.
- Shukla P. R. (1996), « The Modelling of Policy Options for Greenhouse Gas Mitigation in India », *Ambio*, 24 (4), pp. 240-248.

- Sinclair P. (1992), *High Does Nothing and Rising Is Worse: Carbon Taxes Should Keep Declining to Cut Harmful Emissions*, Manchester School of Economic and Social Studies, 60 (1), pp. 41-52.
- Smith S. (1997), *The Distributional Consequences of Taxes on Energy and the Carbon Content of Fuels*, Working Paper, The Institute for Fiscal Studies.
- _____ (1998), *The Distributional Incidence of Environmental Taxes on Energy and Carbon: A Review of Political Issues*, Working Paper, The Institute for Fiscal Studies.
- Symons E., J. Proops & P. Gay (1994), « Carbon Taxes, Consumer Demand and Carbon Dioxide Emissions: A Simulation Analysis for the UK », *Fiscal Studies*, 15, n° 2, pp. 19-43.
- Tahvonen O. (1997), « Fossil Fuels, Stock Externalities and Backstop Technology », *Canadian Journal of Economics*, 30 (4), pp. 855-74.
- Tulpulé V., S. Brown, J. Lim, C. Polidano, H. Pant & B. Fisher (1999), « An Economic Assessment of the Kyoto Protocol Using the Global Trade and Environment Model », *The Energy Journal*, numéro spécial, pp. 257-285.
- Ulph A. & D. Ulph (1994), « The Optimal Time Path of a Carbon Tax », *Oxford Economic Papers*, 46 (5), pp. 857-868.
- Unger T. & L. Alm (1999), [UNAL]. *Electricity and Emission – Permits Trade as a Means of Curbing CO₂ Emissions in the Nordic Countries*, Working Paper, Department of Energy Conversion, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Van der Mensbrugge D. (1998), « A (preliminary) Analysis of the Kyoto Protocol: Using the OECD GREEN Model », dans *Economic Modelling of Climate Change*, OCDE, Paris, pp. 173-204.
- Weitzman M.L. (1974), « Prices versus Quantities », *Review of Economic Studies*, vol. 41, n° 4, pp. 477-491.
- Weyant J. (1999), « The Costs of the Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation », *the Energy Journal*, numéro spécial sous la direction de J. Weyant.

