

Laboratoire d'Economie des Transports
(CNRS, Université Lumière-Lyon 2, ENTPE)

Application des permis négociables dans le secteur des transports

GDR OIKIA

Programme de recherche du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement sur « Les enjeux économiques et institutionnels du changement climatique »

Rapport final
Juin 2000

Version 1 (05/09/2000)

Sommaire

1	INTRODUCTION	5
2	LA MISE EN ŒUVRE D'UN SYSTÈME DE PERMIS NÉGOCIABLES	9
2.1	Les caractéristiques principales d'un système de permis négociables	9
2.2	Principaux problèmes liés aux systèmes de permis négociables.....	10
2.3	Les critères généraux de succès de systèmes de PEN	18
3	QUELLES POSSIBILITÉS D'APPLICATION DANS LE SECTEUR DES TRANSPORTS	21
3.1	Application et propositions dans la littérature.....	21
3.2	Cible visée et décentralisation du système de permis	23
4	UN EXEMPLE DE DÉCENTRALISATION DES SYSTÈMES DE QUOTA.....	35
4.1	Description du système appliqué aux voitures particulières	35
4.2	Éléments d'évaluation	38
4.3	Extension au cas des usagers professionnels.....	46
5	CONCLUSION.....	48
6	ANNEXES	50
6.1	Notes bibliographiques.....	50
6.2	Emissions du transport et consommation d'énergie.....	70

Auteurs :

Charles RAUX (ingénieur de recherche CNRS)

Grégoire MARLOT (doctorant LET)

1 Introduction

Dans le cadre des réflexions menées sur les potentialités des permis d'émission négociables (PEN) pour réduire les atteintes à l'environnement global causées par les consommations de carburants fossiles, le travail du LET consiste à explorer les applications possibles des PEN dans le secteur des transports. Sur un plan global on sait que d'une part les actions sur l'environnement bâti (ex la « ville compacte »), d'autre part l'évolution technologique prévisible des moteurs à moyen terme, n'ont pas d'effet suffisant sur la réduction des émissions du secteur des transports étant donné la dynamique actuelle de croissance des usages (véhicules-kilomètres parcourus). Les actions à mener concernent donc aussi bien les économies de consommations unitaires d'énergie que la maîtrise de la croissance (si ce n'est la réduction) des véhicules-kilomètres parcourus.

Pour réduire les émissions polluantes ou plus généralement pour réduire la consommation de ressources rares d'un bien public, on dispose essentiellement de trois types d'instruments :

- la norme uniforme, par exemple la limitation des consommations unitaires des moteurs, ou le taux d'additif au plomb par litre au carburant, etc ;
- la taxe qui consiste à taxer les consommations de telles ressources, par exemple les taxes sur les carburants, les taxes sur les prélèvements d'eau, etc ;
- un système de quotas où chaque acteur doit acquérir tout ou partie d'un quota de permis (ou de droits de propriété sur la ressource rare) de consommer de telles ressources, par exemple des permis à polluer, des permis d'émission, etc.

Comme le rappelle l'Encadré 1 auquel le lecteur néophyte pourra se reporter, l'intérêt de la taxe ou des permis est, par rapport à la norme, de minimiser les coûts totaux de réduction des émissions (pour la collectivité). Le critère de choix essentiel entre taxe et permis tourne autour de l'incertitude sur les coûts de réduction des entreprises qui sont le plus souvent inconnus. La taxe peut être trop élevée (ou la quantité de permis allouée globalement trop faible) et les réductions de quantités émises trop fortes par rapport à l'optimum. Inversement la taxe peut être trop faible (ou la quantité de permis allouée globalement trop élevée) et les réductions de quantités émises trop faibles par rapport à l'optimum.

Encadré 1 : Normes, taxes, permis et coûts de réduction

Supposons que l'objectif soit de réduire la quantité émise d'un effluent de 100 unités (ex des tonnes). La Figure 1 représente les courbes de coût marginal de réduction des quantités d'effluent émises (courbes que l'on suppose droites pour simplifier) pour deux entreprises A et B. Le coût de réduction (exprimé ici en une unité qui importe peu, KF par exemple) agrège les coûts des diverses actions d'adaptation mises en œuvre par les entreprises pour réduire les émissions : formation, campagne de « chasse au gaspi », équipements d'économie d'énergie, changements des process industriels, abandon de marchés non rentables, etc. L'allure des courbes est croissante, c'est-à-dire que le coût de chaque unité d'effluent économisée augmente au fur et à mesure des quantités économisées (les premières unités économisées peuvent l'être à plus faible coût comparées aux dernières).

L'imposition d'une norme unique de réduction de 100 unités à chaque entreprise impliquerait pour l'entreprise A un coût marginal de la 100^{ème} unité économisée égal à 2 KF et pour l'entreprise B un coût marginal de la 100^{ème} unité économisée égal à 0,5 KF. Cette réduction

coûterait à chacune l'aire du triangle délimité par la droite de coût de réduction et la verticale constituée par la norme, soit 100 KF ($2 \text{ KF} * 100 / 2$) pour l'entreprise A et 25 KF ($0,5 \text{ KF} * 100 / 2$) pour l'entreprise B. Le coût total de la réduction serait de 125 KF.

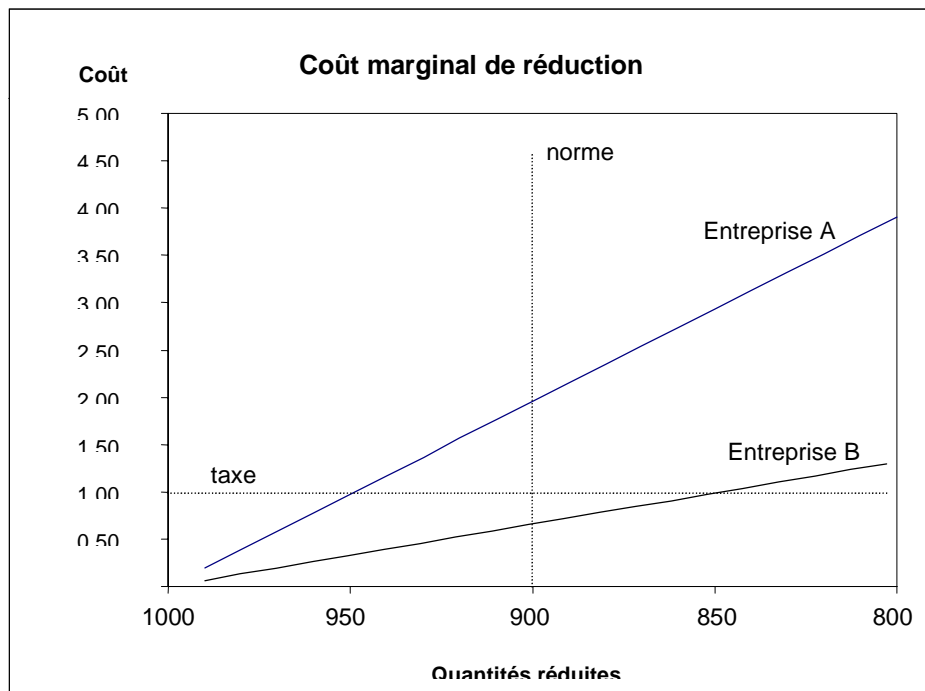


Figure 1

L'approche par le marché (taxe ou permis) permet, au contraire de la réglementation pure, de minimiser ce coût de réduction. Dans cet exemple nous supposons de fait que nous connaissons les coûts de réduction des deux entreprises. Pour aboutir au même résultat global (soit une réduction de $2 \times 100 = 200$ unités) il suffit d'imposer une taxe égale à 1 KF s'appliquant à chaque unité consommée. Compte tenu de ses coûts de réduction, l'entreprise A réduira sa quantité consommée de 50 unités et l'entreprise B de 150 unités, soit au total 200 unités. L'objectif global est atteint mais à un moindre coût: 25 KF ($1 \text{ KF} \times 50 / 2$) pour A et 75 KF ($1 \text{ KF} \times 150 / 2$) pour B, soit au total 100 KF.

La taxe garantit l'égalité des coûts marginaux de réduction des émissions entre toutes les sources, qui est la condition de minimisation du coût total de réduction des émissions (Baumol et Oates, 1988). Or le plus souvent on ne connaît pas a priori les coûts de réduction des émissions des entreprises et cette information serait administrativement trop coûteuse à acquérir.

L'alternative consiste à créer des permis d'émission en quantité totale égale à l'objectif final et à allouer (gratuitement ou non) ces permis entre les entreprises. Afin de garantir l'égalisation des coûts marginaux de réduction des émissions entre toutes les sources, il importe de faciliter l'établissement d'un tel équilibre, par exemple en autorisant les échanges de permis entre entreprises.

Dans notre exemple, chaque entreprise se voit allouer un quota de 900 permis, chaque permis correspondant à l'autorisation de consommer une tonne de l'effluent. Alors, si les coûts de réduction sont tels que ceux exposés dans la Figure 1, l'équilibre s'établira au niveau où le prix des permis sur le marché sera égal au coût marginal commun de réduction de 1 KF.

L'entreprise B aura intérêt à réduire sa quantité consommée de 150 unités (l'économie de la 151^{ème} unité lui coûte plus de 1 KF) et consommera donc 850 unités. Elle pourra revendre les 50 permis inutilisés à A. En effet l'entreprise A aura intérêt à réduire sa quantité consommée de 50 unités (l'économie de la 51^{ème} unité lui coûte plus de 1 KF) et consommera 950 unités. Elle achètera les 50 permis manquant à B au pris de 1KF l'un.

	Coût de réduction	Achats / ventes de permis	Coût total de réduction
Entreprise A	- 25 KF	- 50 KF	- 75 KF
Entreprise B	- 75 KF	50 KF	- 25 KF
Total	- 100 KF	0 KF	- 100 KF

De ce point de vue (dans le cas de coûts de réduction connus), le résultat obtenu par la taxe ou les permis est le même, c'est-à-dire la réduction de 200 unités consommées à un coût global de 100 KF. Les variantes d'allocations initiales des permis les différencient de la taxe pure en termes d'allocation de la charge entre les acteurs. La taxe s'applique dès la première unité d'effluent émise : la recette fiscale totale constitue un transfert des acteurs vers la puissance publique mais le coût total de réduction reste le même. Une allocation gratuite des permis consiste à réduire ce transfert fiscal voire à l'annuler, tout en laissant le coût total de réduction inchangé. Toutefois la réduction de la charge fiscale peut être obtenue dans le cadre de la taxe par une franchise sur les premières unités émises.

L'intérêt pour les systèmes de droits de propriété établis sur les ressources rares sujettes à des externalités importantes a pour origine les thèses développées par Coase (1960). Dales (1968) a montré qu'en ce qui concerne les biens publics mixtes, c'est-à-dire dont la quantité est divisible mais pas la qualité - cas de l'eau mais aussi du transport soumis à la congestion -, il n'existe pas d'optimum économique permettant de choisir entre les différents usages d'où impossibilité de réguler uniquement par les prix : une décision politique doit donc être prise quant aux usages acceptables et le marché de droits de propriété permet de minimiser le coût d'application de cette décision. Montgomery (1972) a montré formellement que, sous l'hypothèse que les firmes minimisent leurs coûts totaux de production et que le marché pour ces permis environnementaux soit concurrentiel, le coût global pour atteindre la norme environnementale est minimisé.

Ces considérations justifient donc l'intérêt porté aux PEN mais plus généralement à tout systèmes de régulation par les quantités, que les quotas (ou permis ou crédits) soient négociables ou non.

Le programme de travail comprend deux grands axes :

- pour une part il s'agit d'explorer la mise en place de PEN à différents niveaux dans le secteur des transports (raffineurs et importateurs, constructeurs automobiles, centres générateurs de déplacements comme les centres commerciaux ou les lieux de travail, collectivités locales, automobilistes) ;
- pour l'autre part il s'agit de définir comment l'efficacité du système de permis pourrait être améliorée dans la cadre de paquets de mesure incluant d'autres instruments de régulation tels que les diverses réglementations, la tarification (notamment routière), l'investissement, sous la responsabilité d'acteurs comme les opérateurs de transport en commun et les autorités locales responsables des transports.

Il se trouve que dans le secteur des transports en soi, les applications des systèmes de quota sont assez rares si l'on excepte le programme de suppression du plomb dans l'essence aux USA et la vente aux enchères de certificats d'importation automobile à Singapour. C'est pourquoi sur le plan méthodologique la démarche retenue consiste à s'appuyer principalement sur les expériences menées dans les autres secteurs aux USA et les débats théoriques qui ont ou se sont alimentés de ces expériences.

Nous commencerons donc dans la deuxième section par (a) rappeler ce qu'est un système de permis négociables, (b) identifier les problèmes principaux liés à leur mise en œuvre, et (c) conclure quant aux critères de succès des systèmes de PEN. Cette analyse sera menée à partir du bilan de leur mise en place dans différents secteurs autres que celui des transports. Dans la troisième section nous développerons la réflexion sur les applications possibles des PEN dans le secteur des transports. Cette analyse nous amènera dans la quatrième section à proposer et décrire un système de permis décentralisé au niveau des consommateurs finaux de carburant.

2 La mise en œuvre d'un système de permis négociables

Nous rappelons tout d'abord les caractéristiques principales d'un système de permis négociables. Nous passons en revue ensuite les principaux problèmes posés par leur mise en place et leur fonctionnement. Nous concluons enfin par les critères généraux de succès tels qu'ils ressortent du bilan des expériences.

2.1 Les caractéristiques principales d'un système de permis négociables

L'argumentation en faveur du système de permis négociables peut être résumée ainsi (Baumol et Oates, 1988 ; Stavins, 1995) :

- l'objectif est de réduire les émissions agrégées à un coût total minimum. Si les fonctions de réduction sont convexes sur leurs intervalles de valeurs pertinents, alors les conditions nécessaires et suffisantes pour la minimisation du coût sont que le coût marginal de réduction soit le même entre toutes les sources qui effectuent un niveau positif de réduction.
- La mise en place d'une norme non-uniforme spécifique à chaque source demande une information détaillée sur les coûts auxquels chaque source doit faire face, extrêmement coûteuse à obtenir par l'autorité.
- On considère un système dans lequel l'autorité responsable alloue des permis à chaque firme. Ces dernières sont libres d'échanger les permis entre elles et peuvent satisfaire aux normes en réduisant leurs émissions ou en détenant des permis pour leurs émissions résiduelles.
- Sous ces conditions le système de permis permet d'atteindre l'allocation efficace (du point de vue du coût total de réduction) des réductions d'émissions entre les sources mais sans le besoin pour l'autorité d'acquérir l'information détaillée sur ces coûts de réduction.
- L'allocation finale d'équilibre de la charge des réductions sera la même pour toute allocation initiale des permis.

La mise en place d'un système de permis négociables nécessite donc plusieurs éléments :

- la définition d'un niveau cible de qualité environnementale ou de consommation de ressources ;
- on en déduit un total de quotas d'émission ou de consommation pouvant être alloués ;
- les permis (droits de propriété limités) sont alloués aux acteurs (émetteurs / consommateurs), chaque permis permettant à son propriétaire d'émettre un niveau spécifié de nuisances (ou de consommer un niveau spécifié de ressources) ;
- au-delà de ce point les émissions ou consommations supplémentaires ne sont permises que si l'acteur acquiert des permis supplémentaires ;
- les acteurs peuvent être autorisés à commercer les permis entre eux ;
- pour que le système fonctionne, il faut un nombre suffisant d'acteurs et le niveau d'émission ou de consommation permis au total doit être inférieur à celui qui s'établit en l'absence de permis ;
- il doit y avoir un engagement réel des autorités à réduire la valeur d'émission / consommation des permis au cours du temps, afin d'encourager les acteurs à s'engager dans des actions de réduction d'émission / consommation.

Comme le montrent Baumol et Oates (1988) la condition de minimisation du coût total de réduction des émissions est que les coûts marginaux de ces réductions doivent être égaux entre toutes les sources. Il existe trois procédures permettant de remplir cette condition :

- moyenniser les émissions / consommations (« averaging ») pour égaliser ces coûts marginaux entre les différentes sources d'un même acteur ou entre sources sur une même zone géographique ;
- permettre le commerce des permis (« trading ») pour égaliser ces coûts entre différents acteurs ;
- permettre la mise en dépôt ou capitalisation des permis (« banking ») pour égaliser ces coûts dans le temps.

Ce qui est décrit ici représente la forme la plus élaborée des systèmes de permis qui sur le plan théorique maximise les avantages en termes de coûts de réduction des nuisances. Les variantes peuvent être des permis non négociables ou non capitalisables : dans certains cas ils peuvent être une solution encore supérieure à la taxe ou la réglementation.

2.2 Principaux problèmes liés aux systèmes de permis négociables

La supériorité théorique du système de permis négociable sur les taxes ou les normes uniformes ne fait donc pas de doute. En pratique on ne peut ignorer quatre grandes questions qui font débat : ce sont (1) la cible visée, (2) l'allocation initiale des droits, (3) le fonctionnement du marché et les coûts de transaction, et (4) l'incertitude sur le coût de réduction des émissions.

2.2.1 *Quelle est la cible visée ?*

Il existe différents niveaux de sophistication dans la cible devant être visée par le système de quotas, qui s'approchent plus ou moins de l'idéal théorique (Stavins, 1995). Ce sont, du plus au moins idéal :

- le risque : par exemple la probabilité de développer des maladies respiratoires, de précipiter des décès ou encore un réchauffement global ;
- l'exposition, par exemple de la population urbaine aux pollutions atmosphériques ou sonores du transport ;
- la concentration dans l'air ambiant qui dépend des phénomènes climatiques locaux, régionaux ou globaux, et des réactions chimiques qui s'ensuivent, etc ;
- les émissions qui sont fonction des procédés de combustion, de l'intensité de l'activité qui en est à l'origine, etc ;
- les inputs dans le processus de production de l'activité, par exemple le contenu en plomb de l'essence ou en carbone dans le carburant fossile.

Plus on s'approche de l'idéal théorique, plus les coûts de mesure et de suivi des émissions sont élevés, sans parler des impossibilités techniques. On peut certes imaginer disposer de modèles sophistiqués d'exposition au risque et les mettre en œuvre préalablement à chaque transaction potentielle, afin de déterminer les quantités de crédits qu'un vendeur peut vendre ou qu'un acheteur doit acheter. C'est une source évidente de coûts de transaction plus élevés et de restriction aux échanges comme le montre l'exemple des droits sur la pollution de l'eau sur la Fox River (Hahn et Hester, 1989) où les échanges doivent être approuvés par l'administration.

Selon Stavins cela explique pourquoi on s'est limité jusqu'ici à cibler les inputs que l'on peut mesurer directement et les technologies certifiées qui peuvent être mises en œuvre pour les émissions (par exemple pots catalytiques, filtres à particules ou encore véhicules électriques).

2.2.2 *L'allocation initiale des permis ou le dilemme efficacité / équité*

L'introduction de nouveaux instruments tarifaires (ou la modification d'instruments existants en termes de niveaux par exemple) implique un changement dans la répartition des efforts de réduction des émissions de CO₂. Soulignons que bien évidemment ce problème d'équité n'est pas spécifique aux systèmes de PEN mais touche aussi la taxe.

Concernant l'allocation des permis, les conditions d'optimum d'efficacité du système des permis supposent que cette allocation ne doit pas être sectorielle, donc non limitée aux transports : l'efficacité suppose une allocation globale de manière à ce que les réductions les plus fortes aient lieu là où elles sont les moins coûteuses. Naturellement ce principe devra être modulé en fonction des conditions concrètes rendant possible la mise en place des permis : allocation éventuelle par secteur, allocation hiérarchisée éventuellement à l'intérieur du système de transports selon différents niveaux d'acteurs, etc.

L'allocation initiale des permis peut se faire de plusieurs manières :

- une allocation gratuite sur la base du passé (« grandfathering ») : on alloue aux émetteurs la totalité des permis sur la base de leurs émissions passées. Cette procédure constitue une barrière à l'entrée pour les nouveaux entrants ;
- une variante consiste à opérer l'allocation gratuite sur la base de normes. L'allocation est faite au prorata des activités, sur la base de normes (par exemple consommation unitaire) choisies par l'autorité régulatrice. Ce type d'allocation peut donc constituer une incitation à s'ajuster aux normes les plus « propres ». Elle permet en outre de garder une réserve pour accueillir les nouveaux entrants.
- la vente aux enchères est la solution la plus efficace puisqu'elle force les acteurs à révéler leurs préférences donc leurs coûts de dépollution. Elle permet de créer une ressource financière, utilisable dans le cadre d'un double dividende.

L'efficacité plaide en faveur de la vente aux enchères car elle force les acteurs à révéler leurs préférences et aboutit à l'allocation initiale la plus en adéquation avec les coûts marginaux de dépollution de chacun des acteurs. Cependant les acheteurs ont une incitation forte à réduire le montant de leur offre par rapport à ce qu'ils seraient disposés à payer (comportements stratégiques), ce qui réduit l'efficacité du marché. Lyon (1982) a proposé un mécanisme d'enchère permettant de contrer cet effet.

D'un autre côté la distribution gratuite des permis permet de réduire les coûts de dépollution par rapport aux procédures d'enchères, en raison de l'absence de charges financières liées à l'achat des permis. Même si elle est moins efficace que la mise aux enchères elle représente un évident critère d'acceptabilité socio-politique : il est difficilement envisageable dans certains cas de rendre payant sans contrepartie visible ou immédiate un bien considéré jusqu'ici comme « gratuit ».

Les deux premiers types d'allocation représentent par rapport au dernier un gain potentiel d'équité mais une perte potentielle d'efficacité.

La nécessité de concilier efficacité et équité pour rendre acceptable un système de permis implique de proposer un système hybride consistant à fractionner l'allocation initiale en trois parties, chacune d'ampleur à préciser, la première selon le « grand-fathering », la seconde selon les normes et la troisième aux enchères.

Un parallèle pour la taxe consisterait à alléger sa charge en mettant en place une franchise sur les premières unités de pollution (ce sont les plus coûteuses à éliminer). L'efficacité est préservée puisque ce sont les dernières unités de pollution (ou les premières unités de

dépollution) qui sont touchées (Gastaldo, 1999). Cette franchise correspond à une distribution initiale gratuite d'une partie des permis.

Cette question de l'arbitrage entre efficacité et équité ne peut être traitée indépendamment de celle du point d'imposition (cf. infra) : en effet, certains émetteurs ont une plus grande capacité que d'autres à absorber ou transmettre les augmentations de coûts, aux consommateurs en aval ou aux fournisseurs en amont.

En théorie cette question de l'allocation initiale des droits ne relève pas du critère d'efficacité mais seulement du critère d'équité (ou d'acceptabilité) du système des permis. Cependant la prise en compte des coûts de transaction (cf. infra) relativise cette position théorique.

2.2.3 *Le fonctionnement du marché et les coûts de transaction*

Le fonctionnement effectif du marché, c'est-à-dire l'intensité des échanges, dépend d'une part des coûts de transaction (cf. infra), d'autre part du fonctionnement concurrentiel.

Il s'agit notamment de la capacité de certaines firmes d'exercer un pouvoir de marché, notamment en empêchant l'entrée sur le marché d'autres firmes. Hahn (1984) a montré que ce n'est pas la part des permis en circulation dont dispose une firme, mais la quantité de permis excédentaires par rapport à ses besoins réels qui lui permet d'influencer l'équilibre du marché. Si dans la plupart des cas, c'est l'organisation et la conception même des institutions contrôlant le marché qui détermine le résultat, l'auteur suggère de s'intéresser à ces cas dans lesquels le pouvoir de marché d'une firme peut influencer l'équilibre du marché des permis et compromettre son résultat. Ces questions de concentration de marché et de comportements stratégiques font que l'on peut avoir moins de confiance dans les systèmes à marchés étroits (Stavins, 1995).

On trouve parfois des conclusions contradictoires quant à cette opposition entre avantages et inconvénients respectivement des « petits » marchés et des « gros » marchés. D'une part les petits marchés peuvent être plus facilement sujets aux comportements stratégiques de pouvoirs de marché mais permettent des transactions plus aisées entre acteurs se connaissant bien, à l'exemple du marché de permis du plomb dans l'essence (Hahn et Hester, 1989). D'autre part les gros marchés seraient moins soumis à ces comportements stratégiques (?) et rendraient aussi les transactions plus aisées car augmentant la probabilité de trouver un partenaire pour l'échange.

Selon ce dernier point de vue un marché élargi grâce aux automobilistes pourrait mieux fonctionner : mais il y aurait apparition d'intermédiaires entre d'une part les gros utilisateurs (ex centrales électriques fonctionnant à l'énergie fossile) achetant des permis en grandes quantités, et d'autre part les petits utilisateurs : les prix ne seraient plus déterminés à la marge, d'où une perte d'efficacité (BTCE, 1998).

En dehors de cette question des comportements stratégiques, le fonctionnement des marchés de permis repose essentiellement sur la question centrale des coûts de transaction.

Stavins (1995) a identifié trois sources de coûts de transaction :

- les coûts liés à l'acquisition d'information sur les options offertes aux acteurs et à la recherche de partenaires pour l'échange,
- les coûts liés à la négociation et à la prise de décision (consultation d'intermédiaires, durée de la négociation, aspects juridiques, assurances),
- les coûts liés au suivi et au respect des règles qui sont en principe supportés par l'autorité publique.

Son analyse des deux premières sources à l'aide d'un modèle formel l'amène à relativiser la conclusion sur les avantages des PEN dans la minimisation des coûts de réduction des émissions. En effet les coûts de transaction peuvent significativement à la fois réduire les échanges et accroître les coûts de réduction des émissions. Il montre également qu'en présence de ces coûts de transaction l'allocation initiale des droits a une incidence sur l'équilibre final et les coûts totaux de réduction des émissions, justifiant l'intérêt des politiques à la question de ces allocations initiales : l'allocation initiale des droits pose donc problème non seulement en termes d'équité mais aussi d'efficacité.

La conclusion pour les implications en termes de politique publique est que, si un système de permis, même sans échange, est vraisemblablement moins coûteux que les autres approches (normes technologiques ou norme de réduction uniforme), il peut dans certains cas être plus coûteux. Seule une analyse au cas par cas permet de trancher. Il en est de même si on compare permis et taxes (qui impliquent aussi des frais administratifs), là aussi seule une analyse au cas par cas permet de trancher.

Il est donc du rôle des pouvoirs publics de réduire les coûts de transaction en évitant les règlements qui empêchent les échanges (cf. les contre-exemples donnés par Hahn et Hester, 1989 ; cf. aussi Foster et Hahn, 1995), et en tenant activement le rôle d'intermédiaire pour réduire les coûts de recherche d'information et d'incertitude. Les intermédiaires privés peuvent aussi par leur activité réduire ces coûts.

Enfin, dernière conséquence, on notera qu'un programme rendu politiquement viable par une allocation initiale adéquate des droits peut se révéler extrêmement coûteux.

2.2.4 *Les incertitudes sur le coût de réduction des émissions*

L'efficacité globale des systèmes de PEN doit être évaluée selon deux aspects contradictoires qui sont, d'une part les coûts administratifs de mise en place et de fonctionnement, d'autre part les possibilités de minimisation des coûts de réduction des émissions, comparées à d'autres systèmes comme la taxe.

La question des coûts administratifs et de suivi de conformité aux engagements internationaux est souvent associée aux systèmes de PEN. Or les engagements internationaux, tels que décrits dans le protocole de Kyoto, imposent des procédures de suivi quelque soit le régime de réduction des émissions mis en place. La plupart des coûts administratifs existent de toute façon sous n'importe quel régime de réduction des émissions, et les coûts additionnels des PEN seraient de moindre importance.

Le tableau suivant (cf. Tableau 1) énumère a priori et qualitativement les coûts de mise en œuvre des réductions d'émissions dans le cadre du protocole de Kyoto en mentionnant s'ils sont associés ou non aux PEN ou à une taxe qui s'appliquerait à la consommation finale (et qui se répercuterait intégralement sur le prix au consommateur final).

A la lecture de ce tableau il apparaît que

- nombre de coûts engendrés par la mise en conformité aux engagements internationaux sont communs à tous les mécanismes de réduction des émissions : actions de réduction, suivi et déclaration des émissions, mise au point des procédures d'estimation des émissions domestiques, coûts induits par les changements dans le bien-être national ;
- l'équité, découlant de la répartition des efforts – actions de réduction et coûts financiers directs – entre les différents acteurs économiques, dépend d'un réglage fin des mécanismes d'allocation : allocation initiale gratuite pour les PEN, franchises ou

exemptions pour la taxe ; or ce réglage fin entraîne des coûts administratifs supplémentaires de vérification et d'application, que ce soit pour les PEN ou la taxe ;

- le défi spécifique dans la conception de systèmes de PEN réside dans la minimisation de certains coûts administratifs : frais de marché, vérifications éventuelles sur sites, suivi à la trace des permis, identification des entrants sur le marché, barrières à l'entrée sur le marché ;
- la cohabitation probablement nécessaire de secteurs couverts par un (ou des) système(s) de PEN, de secteurs couverts par la taxe, et de secteurs exemptés de l'un et l'autre mécanismes, induit de toute façon des coûts administratifs d'application et suivi de tels systèmes, ainsi que des risques de distorsion découlant d'une mauvaise répartition de l'effort entre les catégories de secteurs ;
- la possibilité de double dividende normalement attribuée à la taxe (Bureau et Hourcade, 1998) du fait des recettes fiscales qu'elle procure (moins les franchises ou exemptions éventuelles pour raison d'équité, cf. plus haut), peut aussi être atteinte par des procédures d'allocation initiale payante des PEN.

En outre, l'incertitude sur les coûts marginaux de dépollution fait que le choix entre taxe et permis ne peut être tranché ex ante et impose une solution hybride combinant taxe et permis, comme nous allons le voir.

		PEN	Taxe
Actions de réduction	Capture des émissions (possibilité très limitée pour le moment)	x	x
	Réduction de consommation unitaire	x	x
	Changement de carburants	x	x
	Réduction des activités (véhicules-kilomètres parcourus) à l'origine des émissions	x	x
Coût financier direct	Coûts restant supportés par le consommateur final	x dépend de la part relative de l'allocation initiale gratuite	x sur la totalité de la consommation (moins franchises éventuelles)
Actions de mise en conformité	Suivi (équipements de mesure) et déclaration des émissions	x	x
	Frais de marché d'émissions (courtage, bourse, etc.)	x	
Vérification et application	Vérification sur les sites d'émission	x	
	Poursuites et sanctions envers les contrevenants	x	x si exemptions de taxe ou franchises
Administration du système	Suivi à la trace des allocations de permis et des échanges	x	
	Identification des entrants dans le marché, vérifications, réclamations	x	
	Procédures d'estimation des émissions domestiques compatibles avec le système international	x	x
Effets négatifs	Changements dans le bien-être national	x	x
	Augmentation de la pression fiscale		x
	Pertes d'efficacité découlant d'une mauvaise allocation des ressources entre secteurs couverts et non couverts par les PEN	x	
	Création de barrières à l'entrée découlant d'un accès inégal aux PEN	x	
	Stimulation des émissions dans les secteurs non couverts par les PEN	x mais peut-être complété par la taxe sur les secteurs non couverts par les PEN	x si secteurs exemptés de taxes et de PEN
Effets positifs	Double dividende (recettes fiscales affectées à la diminution de taxes distorsives existantes)	x sur part d'allocation initiale vendue	x moins franchises éventuelles

Tableau 1 : Coûts associés aux PEN et à la taxe respectivement

Vers la cohabitation de taxes et permis dans le secteur des transports

La conduite d'une politique optimale de réduction des GES se fait sous une double incertitude, l'une relative à la quantification des avantages marginaux de la dépollution (ou des dommages marginaux des émissions de GES), l'autre relative aux coûts marginaux de dépollution. Baumol et Oates (1988) ont analysé les distorsions introduites par la taxe ou les permis par rapport à l'optimum. Plus la pente de la courbe de coût est forte, plus la distorsion des permis est forte et moins celle de la taxe l'est. Si les pentes de la courbe de coût et de la courbe d'avantage marginal sont égales, les distorsions sont les mêmes. Si la pente du coût marginal est supérieure à celle de l'avantage marginal, la taxe apporte une plus petite distorsion que le permis et inversement (en supposant les deux courbes linéaires).

Il se trouve que dans le secteur des transports, on est en situation d'incertitude quant au vrai coût de dépollution.

Les actions de réduction d'émission de CO2 possibles en ce qui concerne les déplacements des personnes sont les suivantes :

- changer de style de conduite ;
- réduire les véhicules-kilomètres parcourus (en remplissant la voiture, en réorganisant les chaînes de déplacements, en changeant de lieu d'activités - vacances, loisirs, achats / affaires personnelles, travail, domicile -, en changeant de mode de transport) ;
- changer de véhicule (moteur moins puissant donc moins consommateur de carburant).

Ces possibilités d'action sont de natures et de degrés très divers si l'on considère les localisations résidentielles des personnes concernées (urbain / péri-urbain / rural), sur deux points essentiels qui sont les changements de lieux d'activité et les changements de mode de transport. Les changements de lieux d'activité, de manière à rapprocher les différents lieux entre eux, sont nettement plus faciles en milieu urbain qu'en péri-urbain et en rural, de part la densité d'activités offertes : les changements de court terme sont possibles en ce qui concerne les activités faiblement contraintes en matière de localisation comme les achats ou les loisirs ; les rapprochements entre emploi et domicile (moyen et long terme) sont rendus plus faciles dans une agglomération offrant une grande densité d'opportunités. De même la massification des flux découlant de la densification des activités rend plus fréquente une offre de transports collectifs venant en alternative du véhicule individuel, en milieu urbain, voire péri-urbain, qu'en rural.

Tout indique donc que les courbes de coût marginal de réduction des émissions sont très diverses, et notamment plus élevées à mesure que l'on passe de l'urbain, au péri-urbain puis au rural.

Une solution à ce problème a été proposée par Baumol et Oates (1988, pages 74-76), à partir d'une idée de Roberts et Spence. Nous l'adaptons et l'illustrons ci-dessous.

La Figure 2 montre en abscisse le niveau de dépollution (c'est-à-dire la quantité d'émissions de CO2 évitée) et en ordonnée les coûts ou avantages de la dépollution. Les courbes de coût et d'avantage marginaux de dépollution sont supposées droites pour simplifier.

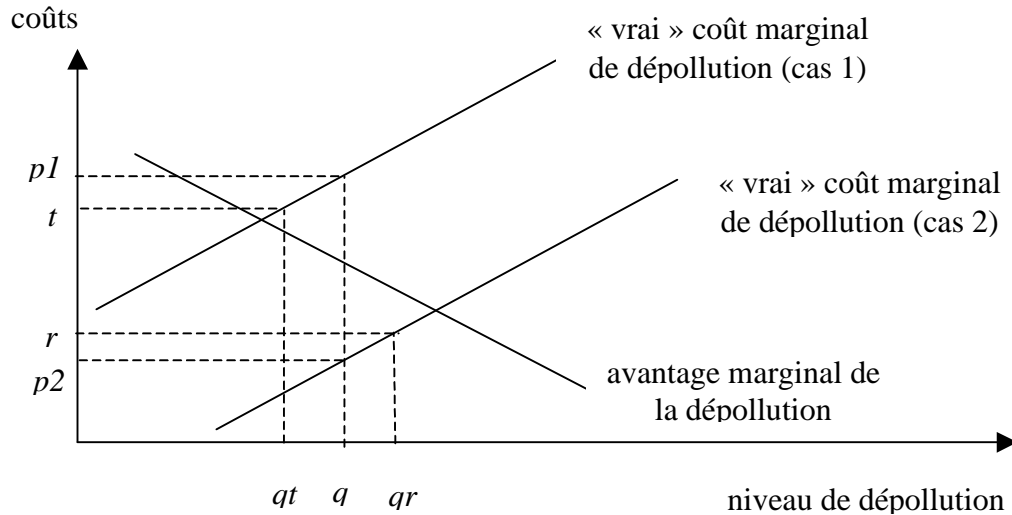


Figure 2 : Illustration d'un système hybride permis / taxe / reprise

Soit q la quantité de permis mise sur le marché par le régulateur (gouvernement). Si cette quantité est trop faible, c'est-à-dire qu'elle correspond à un niveau de dépollution trop élevé, (cas 1 de la « vraie » droite de coût marginal de dépollution), le libre jeu du marché des permis aboutirait à un prix $p1$ mais une situation non optimale où le coût marginal de dépollution est bien supérieur à l'avantage marginal qu'elle procure. Le régulateur peut alors mettre en place une taxe t selon le principe que tout émetteur est autorisé à émettre plus que la quantité permise par les permis qu'il détient, en acquittant la taxe t pour ces émissions supplémentaires. Dans ce cas, dès que le prix des permis dépasse le niveau t , les émetteurs ont intérêt à payer la taxe. Donc le prix des permis sera borné par le haut par t . La quantité d'équilibre sera qt , inférieure à la quantité q initialement fixée mais plus proche de l'optimum.

Inversement si la quantité q mise sur le marché est trop élevée, c'est-à-dire que le niveau de dépollution est trop faible, ce qui correspond au cas 2 de la « vraie » droite de coût marginal de dépollution, le libre jeu du marché des permis aboutirait à un prix $p2$ mais une situation non optimale où le coût marginal de dépollution est bien inférieur à l'avantage marginal qu'elle procure. Le régulateur peut alors mettre en place une reprise r , prix de rachat des permis non utilisés. Dans ce cas dès que le prix des permis descend en dessous du niveau r , les émetteurs ont intérêt à revendre leurs permis inutilisés. Donc le prix des permis sera borné par le bas par r . La quantité d'équilibre sera qr , supérieure à la quantité q initialement fixée mais plus proche de l'optimum. Cependant, dans ce cas, il faut que le régulateur finance le rachat de ces permis.

Deux cas peuvent se présenter selon que le marché hybride ainsi créé est perméable ou non au système international de permis.

Cas 1 : le marché hybride créé est perméable au système international de permis.

Si le prix international des permis est supérieur à la taxe t , les acteurs auront intérêt à payer la taxe : cela provoquera des rentrées fiscales pour le pays, mais cela traduit un probable laxisme de la politique domestique, qui se traduira par des émissions domestiques supérieures aux engagements internationaux du pays et devront être assumées financièrement par le gouvernement.

Si le prix international des permis est inférieur à la reprise r , les acteurs sont incités à acheter des permis sur le marché international et à les revendre sur le marché domestique. Cela implique une fuite de ressources pour le gouvernement.

En résumé, tout en jouant à court ou moyen terme leur rôle d'amortisseur, la taxe t et la reprise r ne peuvent durablement diverger du prix international des permis et doivent au moins les encadrer.

Cas 2 : le marché hybride créé est domestique, imperméable au système international de permis.

Deux types de problèmes apparaissent, à savoir la répartition de l'effort entre le marché domestique (quantité allouée) et les autres secteurs non couverts par le marché, d'une part, l'adéquation du prix pratiqué sur le marché domestique par rapport aux prix internationaux, d'autre part.

Si une quantité trop importante de permis est allouée à ce marché domestique (ou si le niveau r est trop élevé) et si un secteur est soumis à la taxe tout en ne pouvant pas accéder aux marchés de permis, l'effort sera inégal : ceux qui ont accès aux permis supporteront moins d'effort que ceux soumis à la taxe. Inversement si le prix du permis sur le marché domestique s'établit à un niveau supérieur à la taxe concernant les secteurs ne pouvant accéder aux marchés de permis, ceux qui ont accès aux permis supporteront plus d'effort que ceux soumis à la taxe : pour éviter cela il suffit que le niveau de la taxe t sur le marché hybride domestique soit identique à celui de la taxe sur les autres secteurs domestiques n'ayant pas accès aux marchés.

Si le prix international des permis est supérieur à la taxe t , cela traduit là encore un probable laxisme de la politique domestique, devant être assumé financièrement par le gouvernement. Cependant il n'y aura même pas de recettes fiscales spécifiques comme dans le cas précédent. Si le prix international des permis est inférieur à la reprise r , cela traduit une politique restrictive sur ce marché domestique, mais il n'y a pas de risque de fuite de ressources publiques, étant donné l'imperméabilité de ce marché.

En résumé, l'incertitude sur les coûts de dépollution justifie la mise en place d'un système hybride mixant quantité allouée q , taxe t et reprise r . Cependant des risques différents pour le gouvernement sont associés à de tels systèmes hybrides, selon que le marché domestique est ouvert ou non au marché international des permis.

2.3 Les critères généraux de succès de systèmes de PEN

Les expériences de systèmes de PEN, principalement aux Etats-Unis d'Amérique, dont certaines ont été résumées en annexe, permettent, conjointement à des synthèses effectuées par ailleurs (cf. Encadré 2 et OCDE, 1997), de lister les principaux critères de succès de tels systèmes.

Ces critères peuvent se résumer selon une *liste de contrôle* formulée ainsi :

1. Un accord large sur la nécessité de faire quelque chose et sur l'efficacité du système du point de vue de l'amélioration de l'environnement et de son moindre coût par rapport à d'autres systèmes ou solutions.
2. La simplicité et clarté du système : établissement de règles simples, de frontières du marché, d'une unité d'échange définie, mesurable et vérifiable, de participants clairement identifiés.
3. La possibilité pour les participants de pouvoir effectivement payer le prix prévisible du permis.
4. L'existence d'un nombre suffisants de participants pour faire fonctionner le marché.

5. Des coûts marginaux de dépollution suffisamment différents pour que des gains puissent être réalisés grâce aux échanges.
6. Des coûts de transaction limités.
7. La crédibilité du suivi, des vérifications et des sanctions.
8. La certitude quant aux mécanismes d'allocation des permis et à leur validité dans le futur.
9. La prise en compte de l'équité : l'introduction de *nouveaux* instruments tarifaires est perçue le plus souvent comme inéquitable, donc il faut intégrer ces aspects dès le départ et prévoir des compensations correctives si besoin est.

Ces critères constituent une base pour la conception et l'évaluation des différents systèmes possibles.

D'une manière plus générale, il est important de souligner que, dans la conception d'un système viable intégrant les permis négociables, les aspects d'efficacité et d'équité doivent être pris en compte dès le départ. En effet, si l'efficacité théorique des systèmes de PEN est reconnue, le changement induit par l'introduction de nouvelles règles tarifaires risque de modifier de manière drastique la répartition des efforts en matière de réduction des émissions. Un système perçu comme insuffisamment efficace et trop inéquitable, ne sera pas accepté.

Encadré 2 : Les enseignements de l'expérience des systèmes de permis négociables (OCDE, 1998)

- Tous les systèmes qui ont eu du succès ont un soutien large des participants, tous reconnaissant que quelque chose doit être fait.
- Il doit y avoir un lien clair entre les limites d'émission et l'objectif environnemental, et accord qu'un système d'échanges est l'option de moindre coût pour atteindre cet objectif.
- Pour être efficace des règles d'échange doivent être clairement définies et inclure :
 - les frontières du marché et les comportements possibles
 - une unité d'échange bien définie et mesurable
 - l'énonciation claire des participants potentiels
- Les participants doivent être faciles à suivre et si les principaux participants sont habitués à commercer entre eux les coûts de transaction seront probablement moindres.
- Les acheteurs et les vendeurs doivent avoir des coûts de diminution des émissions suffisamment variés pour entretenir l'activité d'échange.
- La plupart des mécanismes d'échange passés en revue étaient déjà une pratique commune entre les entités.
- Le suivi et l'application ne doivent pas nécessiter de modifier les règles au-delà de ce qui est requis pour la mise en conformité avec les limites d'émissions, ces règles doivent rester simples.
- Le système doit avoir la souplesse pour permettre de changer la limite d'usage de ressource, pour refléter les changements dans l'information sur les impacts environnementaux et dans les coûts de contrôle. Mais cette souplesse ne doit pas remettre en cause la simplicité et l'opérabilité du système.
- Les dispositions sur l'entrée volontaire dans le marché peuvent améliorer l'efficacité du système.
- Un système d'enchères peut soutenir l'efficacité du marché et avoir un objectif de révélation des prix.

3 Quelles possibilités d'application dans le secteur des transports

Nous passons tout d'abord en revue les rares applications et les propositions qui ont été faites dans la littérature concernant le système des transports. Ensuite nous discutons l'input visé en matière d'émissions et le choix du point d'imposition des permis.

3.1 Application et propositions dans la littérature

Si l'on excepte le programme de suppression du plomb dans l'essence aux USA (Hahn et Hester, 1989) évoqué précédemment, le seul cas d'application d'un système de quota dans le secteur des transports est la vente aux enchères de certificats d'importation automobile à Singapour (cf. **Encadré 3**). Ce système fait partie d'un ensemble de mesures destinées à décourager la possession et l'usage de la voiture, et incluant un contrôle très fort de l'urbanisation, le tout dans un contexte politique de forte régulation par l'autorité publique.

Encadré 3 : Le cas de Singapour

Presqu'île reliée à la Malaisie continentale par un pont, Singapour est une cité-état de 633 km². Elle compte 2,7 millions d'habitants à majorité chinoise. C'est un pays riche dont le revenu par tête avoisine celui de l'Espagne. Les contraintes de rareté de l'espace disponible et de survie politique et économique face à ses puissants voisins malais et indonésiens, marquent fondamentalement sa politique de développement.

Une taxe de circulation doit être payée tous les ans tandis qu'une taxe spéciale est nécessaire pour circuler dans le centre-ville : l'ALS (Area Licensing Scheme) a été mis en place en 1975 pour la circulation dans le centre des affaires, soit une zone assez réduite de 6 km², les règles de fonctionnement ayant été modifiées par la suite. Ce péage fonctionne de 7h30 à 10h15 du lundi au samedi et de 16h30 à 18h30 du lundi au vendredi. Seuls sont exemptés les véhicules de sécurité et les bus. La taxe journalière était de 3 \$\$ en 1992, soit environ 30 F.

L'effet de l'ALS a été très important puisque dès son application, uniquement le matin en 1975, le nombre de voitures pénétrant dans la zone pendant le fonctionnement a été réduit de 76 % (OCDE, 1988). Cependant l'ALS a été modifié au fil du temps pour juguler la croissance du trafic en fin de journée (extension du péage à l'après-midi) et éviter des effets jugés pervers (arrêt des exemptions pour les « voitures collectives » de quatre passagers ou plus, le métier de passager pour permettre aux conducteurs d'entrer gratuitement s'étant développé). L'effet final est tel que la circulation est plus rapide durant le fonctionnement de l'ALS qu'aux autres heures.

En fait la focalisation sur l'ALS est un peu l'arbre qui cache la forêt de la politique urbaine de Singapour. Un certain nombre de traits saillants caractérisent cette situation singulière.

C'est tout d'abord l'existence d'un pouvoir fort et unique, concentrant entre ses mains l'ensemble des pouvoirs urbains : l'habitat (à 90 % collectif) et sa localisation, les transports (voirie et transports publics) et le stationnement.

C'est ensuite une politique de transports dont l'objectif est de garantir la fluidité des trafics afin de maintenir un parfait fonctionnement de la ville et du centre des affaires en particulier : cela contribue au fait que Singapour est une destination importante pour le tourisme, les congrès et les investissements étrangers.

C'est enfin une politique draconienne envers l'achat et l'usage de la voiture particulière (Phan, 1993) : il n'y a pas de production domestique d'automobiles et les taxes à l'importation ainsi que les frais d'immatriculation sont tels qu'en 1990, l'achat d'une voiture revenait plus cher qu'un appartement neuf de quatre pièces. Or, en dépit de ces taxes exorbitantes et de la politique en faveur des transports collectifs, le nombre de voitures a continué à croître à un rythme soutenu puisqu'on est passé d'un taux de 15,8 personnes par voiture en 1980 à 10 personnes par voiture en 1989. En 1990 un système de quotas de certificats d'achats vendus annuellement aux enchères, a été mis en place, le gouvernement contrôlant la quantité de certificats dans chaque catégorie de véhicules. Malgré la non-transférabilité des quotas il existe une spéculation autour de reventes à peine déguisées de ces certificats. Enfin l'attrait pour la voiture particulière reste tel que le gouvernement a mis en place une catégorie spéciale de certificats, également mise aux enchères, pour les « voitures de week-end ». Ces voitures sont autorisées à circuler uniquement les soirs, samedi après-midi et dimanche, ainsi que cinq autres jours au hasard dans l'année. Pour circuler d'autres jours supplémentaires, une taxe spéciale est due. Cela montre combien la pression culturelle et économique en faveur de l'automobile reste élevée dans un pays en forte croissance.

Conséquences de ces mesures, les compagnies de transports collectifs sont excédentaires, situation difficilement imaginable dans les pays occidentaux. La comparaison avec les pays de l'ASEAN montre que sans cette taxation de la voiture particulière, le parc automobile se serait situé entre 345.000 et 460.000 véhicules en 1982 au lieu des 184.000 constatés (Spencer et Chia, 1985)

Globalement les mesures de restriction sur l'automobile ont donc permis d'économiser des investissements routiers supplémentaires.

En ce qui concerne les propositions déjà faites dans la littérature, elles concernent les permis d'émission unitaire auprès des constructeurs et les permis de possession de véhicules et de circuler auprès des automobilistes.

Les permis d'émission unitaire auprès des constructeurs se situent dans la lignée de programmes de type CAFE (Corporate Average Fuel Economy) qui a démontré son efficacité aux USA. Ce programme consiste à inciter les constructeurs étasuniens à améliorer l'efficacité énergétique de leur parc en relevant leur MPG (miles per gallon). Le CAFE d'un constructeur est calculé comme la moyenne harmonique des MPG de ses véhicules pondérés par les ventes. La norme est fixée chaque année (AFES, Automotive Fuel Economy Standards) et celle-ci doit être atteinte pour la flotte domestique et la flotte importée chacune et une pénalité de 5\$ par voiture vendue et par 1/10 MPG de déficit est appliquée. Les constructeurs qui excèdent la norme peuvent capitaliser ces bonus pour équilibrer les déficits les années suivantes sans pénalité. Greene (1990) a montré à l'aide d'un modèle de pénalité que l'effet des normes CAFE entre 1978 et 1989 a été bien plus important que celui des prix du pétrole sur le comportement des constructeurs étasuniens quant à l'efficacité énergétique de leur parc. Ce programme s'apparente selon nous à un système de permis non échangeables mais capitalisables.

Wang (1997) a proposé un système de permis négociables sur les émissions unitaires des véhicules légers qui revient à un système de type CAFE dans lequel les permis seraient négociables entre constructeurs. L'argument de l'auteur est que comme il n'y a que 35 constructeurs de véhicules légers (aux USA) le fonctionnement d'un tel marché devrait être simple. L'emprunt de permis serait exclu à cause du retard que cela impliquerait dans les réductions d'émission et du risque qu'un constructeur soit incapable in fine de payer les crédits d'émission empruntés. Pour éviter l'accumulation de crédits, la possession d'un grand

nombre de crédits serait découragée en leur appliquant un taux d'escompte (discount) chaque année (ce qui revient à réduire l'avantage futur d'une réduction d'émission d'aujourd'hui).

Pour les permis de possession de véhicules, Walton (1997) a proposé la mise en place de permis négociables attachés à la possession d'une voiture. Le permis serait attaché à la source d'émissions, c'est-à-dire au véhicule, plutôt qu'aux émissions elles-mêmes :

- les droits attachés au permis varieraient en fonction du niveau d'émission du véhicule,
- les permis auraient une durée de vie limitée (2 ou 3 ans),
- il serait annoncé un engagement à la réduction droits attachés aux permis.

Cette approche est bien sûr critiquable car sans parler de l'efficacité supposée (qui n'est pas prouvée), elle pose un réel problème d'équité (donc d'acceptabilité) : l'auteur passe directement du problème des émissions à une solution « il faut réduire le nombre de véhicules en propriété » en ignorant l'intensité d'usage réel (donc d'émissions) qui peut être très variable d'un possesseur d'automobile à l'autre.

Enfin quelques propositions ont été faites en ce qui concerne les permis à circuler, en général plutôt dans une optique de management de la congestion (Verhoef et alii, 1996 ; Guihery et Marlot, 1998 ; Marlot, 1998). Ces propositions concluent entre autres sur les mêmes difficultés de mise en pratique que celles relatives au péage urbain (contrôle et collecte) qui sont, outre les problèmes d'acceptabilité de la tarification routière urbaine, autant de sources de coûts de transaction.

3.2 Cible visée et décentralisation du système de permis

Jusqu'ici les permis négociables n'ont été appliqués qu'à des sources fixes, car il est plus difficile de mesurer les émissions de pollution de sources mobiles : il faudrait par exemple donner à la police ou toute autre autorité les moyens techniques de détecter et mesurer ces émissions, source de coûts élevés de mise en place.

Une première dimension concerne donc la cible visée (cf. supra), à savoir, soit

- les inputs : les véhicules possédés (susceptibles de circuler) par catégorie d'émission unitaire, le carburant consommé, ou les véhicules-kilomètres parcourus,
- les émissions qui nécessiteraient soit des mesures adhoc sur les sources mobiles (lourd et coûteux),
- l'exposition des populations (?),
- le risque pour la santé et climatique (?).

La deuxième dimension est relative au niveau de décentralisation du marché de permis. Un mécanisme de décentralisation par allocation aux automobilistes individuels fournit une incitation directe à la réduction de la consommation du carburant, non seulement par le choix du véhicule et les comportements de déplacement à court terme mais aussi le comportement de conduite, ainsi que la localisation résidentielle à moyen et long terme. C'est un argument fort en faveur d'un marché établi au niveau des automobilistes. A l'opposé il semble qu'a priori les coûts de transaction soient assez élevés (à l'image du péage urbain) : cela demande à être vérifié et surtout comparé aux alternatives considérant les autres niveaux d'acteurs :

- les raffineurs et importateurs de carburants fossiles,
- les constructeurs automobiles,
- les collectivités territoriales,
- les opérateurs de transport (ferroviaires, aériens et maritimes, transports urbains),

- les générateurs de déplacements (centres commerciaux, centres d'affaires, parcs industriels, etc.).

Ces deux dimensions peuvent être schématisées sur la grille suivante :

	Raffineurs	Constructeurs	Collectivités territoriales	Opérateurs	Générateurs	Automobilistes
Inputs		permis d'émission unitaire				permis de possession de véhicules
Emissions			<i>permis d'émission régionale ?</i>	<i>permis de circuler par type de véhicule</i>		permis de circuler permis de circuler par catégorie d'émission unitaire
Exposition						
Risque						

Selon cette grille on peut positionner les différentes propositions qui ont déjà été faites dans la littérature et les pistes d'exploration (en italiques). Dans la logique d'une répartition des efforts par pays il est envisageable de décentraliser l'effort en impliquant les collectivités territoriales (régions, conurbations ou agglomérations urbaines) : ces dernières se verraient allouer un quota d'émissions, à charge pour elles de mettre en œuvre tout ensemble de mesures susceptibles de réduire leurs émissions, sans forcément transférer directement le système de permis au niveau des habitants. De même on peut envisager d'impliquer les opérateurs de transports publics qui auraient à gérer leurs permis au même titre que les opérateurs de transport individuel que sont les automobilistes, à charge pour les opérateurs de transports publics d'en répercuter le prix dans leurs tarifs. Bien entendu ces pistes nécessitent une évaluation détaillée.

3.2.1 L'input visé en matière d'émissions

Il apparaît difficile de toucher le niveau de l'exposition et du risque. Les émissions concernent les quantités de CO2 émis. L'input peut concerner soit les véhicules possédés en cours d'usage, les véhicules-kilomètres parcourus, ou plus directement le carburant consommé.

Ces différents niveaux d'input correspondent à la fois à des niveaux de coûts d'administration différents et à des degrés d'efficacité différents. Imposer le système de permis au niveau de la possession des véhicules (par exemple à l'achat ou encore à l'usage par un mécanisme similaire à la vignette) est moins difficile ou coûteux à administrer qu'un système de permis plus rapproché des émissions finales. Néanmoins il faut analyser l'efficacité des diverses options et nous le ferons en remontant la chaîne à partir des émissions de CO2.

Les émissions de CO₂ par les carburants fossiles sont quasiment proportionnelles au contenu en carbone de ces carburants (le taux de conversion de C en CO₂ oscille entre 95 et 99,5 %). Les données issues du rapport MEET (cf. Annexe) indiquent que la consommation kilométrique des véhicules sont fonction du type de carburant (essence, gasoil, GPL), de la classe du véhicule (âge et conformité éventuelle aux normes EURO), de la cylindrée, de l'accélération et de la vitesse. Globalement, pour les véhicules les plus récents (EURO 1 ou après 1996 pour le diesel), les variations d'émissions unitaires de CO₂ sont de 5 à 10% (à 100 km/h) selon le type de carburant. En cylindrée moyenne les véhicules diesel sont moins émetteurs de CO₂ que les véhicules essence. Les facteurs qui jouent essentiellement sont la classe d'émission du véhicule, et in fine la cylindrée (pour le moteur essence).

Comparés à des permis basés sur la consommation de carburant, il apparaît donc que pour les permis basés sur les véhicules-kilomètres parcourus (par exemple sous forme de compteurs liés au système GPS comme cela est d'ores et déjà en voie d'installation sur les poids lourds), la corrélation avec le niveau d'émissions réel est affaiblie : en effet pour un même kilométrage, l'émission réelle de CO₂ dépend de la puissance du moteur et du type de carburant utilisé.

Avec des permis basés sur la seule possession d'un véhicule, la corrélation avec le niveau d'émissions réel est encore plus faible voire nulle puisque pour un même véhicule, les kilométrages parcourus, et a fortiori les émissions, peuvent être très différents : il est probable que dans ce cas une taxe sur le carburant est plus efficace.

Ces considérations nous amènent à rejeter comme inefficace l'hypothèse de permis attachés à la possession de véhicules. Il reste donc la possibilité de permis attachés au kilomètres parcourus ou à la consommation de carburant.

Or, pour préserver l'efficacité allocative d'un système de permis, la base d'imposition doit être intersectorielle donc si possible uniforme.

Ce dernier argument nous amène à retenir comme base d'imposition de permis la consommation de carburant d'origine fossile. En appliquant les règles d'équivalence de contenu en carbone et de transformation en CO₂ entre carburants automobiles d'origine fossile, gaz naturel et charbon, on peut établir des règles claires de comparaison des efforts supportés dans les secteurs du transport, du chauffage et de l'industrie.

3.2.2 Le choix du point d'imposition des permis

Ayant établi comme base d'imposition des permis la consommation de carburant, le débat se porte maintenant sur le point d'imposition des permis, quelque part dans la chaîne qui va des producteurs d'énergie fossile jusqu'aux consommateurs finaux.

Pour cela deux filières peuvent être considérées : l'une dite « filière territoriale » fait intervenir les différents acteurs territoriaux ayant une influence sur l'offre d'infrastructure de transport (collectivités et opérateurs) et sur la génération de la demande (promoteurs, centres générateurs) ; l'autre dite « filière technique » ne se préoccupe que des actes économiques d'échange concernant le carburant entre les différents acteurs depuis les importateurs / raffineurs jusqu'aux distributeurs finaux.

3.2.2.1 La filière territoriale

La filière territoriale fait intervenir les différents acteurs territoriaux ayant une influence sur l'offre d'infrastructure de transport (collectivités territoriales et opérateurs de transport), d'une part, et sur la génération de la demande (promoteurs, centres générateurs), d'autre part.

La France (l'Etat) doit se conformer au protocole de Kyoto et donc acheter ou vendre des permis sur le marché mondial. Elle peut choisir soit de répercuter tels quels ces quotas et leurs prix aux différents échelons des collectivités territoriales, soit de créer un marché domestique de permis qui seraient imposés à ces mêmes échelons.

La LOTI (loi d'orientation sur les transports intérieurs, 1982), la loi sur l'air et la LOADT (loi d'orientation pour l'aménagement durable du territoire, modifiée par la loi n°99-533 du 25 juin 1999) constituent les instruments juridiques essentiels pour définir les compétences des collectivités et mettre en œuvre les politiques de transport.

Les principales collectivités concernées sont les régions, les départements et les agglomérations urbaines :

- Les régions sont compétentes pour l'organisation des transports ferroviaires non urbains d'intérêt régional et des transports collectifs routiers (lignes régulières) non urbains d'intérêt régional. Elles interviennent également au coup par coup dans le financement de routes, dans le cadre des contrats de plan Etat-Région.
- Les départements sont compétents pour l'organisation des services réguliers routiers non urbains, des services scolaires et de lignes d'intérêt local. Ils entretiennent et développent également le réseau routier départemental.
- Les communes ou groupements de communes sont responsables des transports publics urbains lorsqu'a été défini un périmètre de transports urbains. Elles entretiennent et développent également le réseau routier communal (ou communautaire pour les voies transférées à la compétence communautaire dans le cas d'une communauté urbaine).

On peut donc imaginer une diffusion progressive du système de permis (le point d'arrêt de la diffusion étant à déterminer) depuis l'Etat jusqu'à l'utilisateur final en passant par les échelons territoriaux intermédiaires (cf. Figure 3).

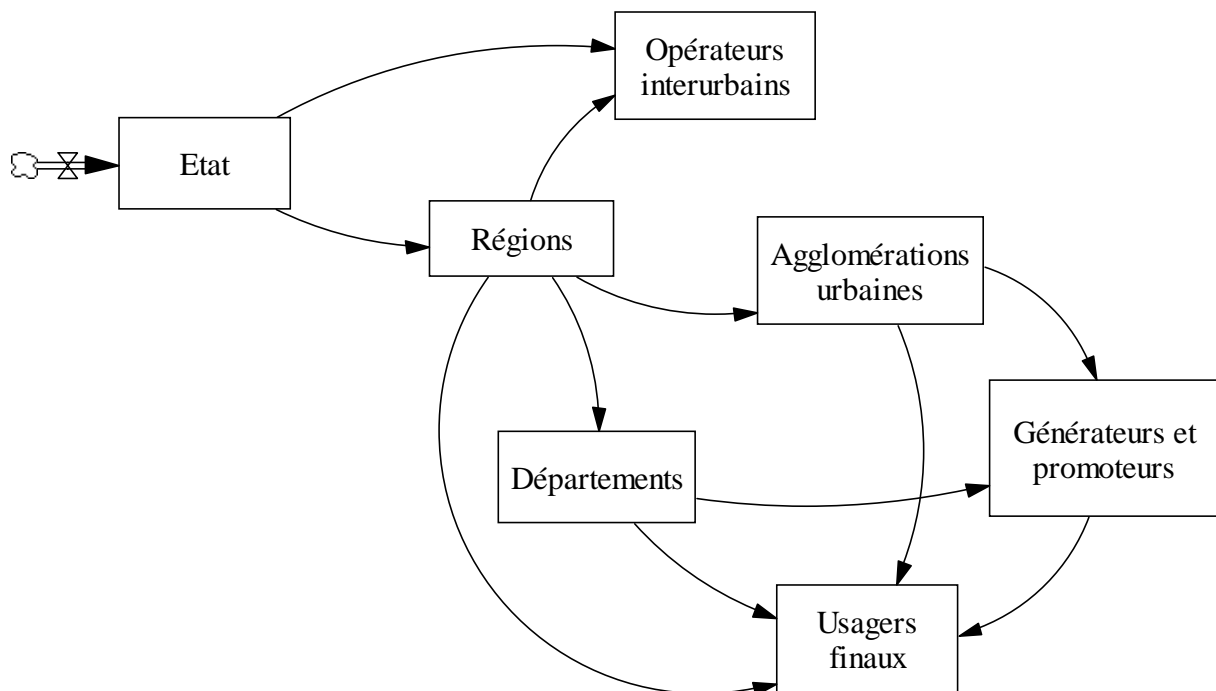


Figure 3 : Filière territoriale d'imposition / diffusion des permis

La loi sur l'air constitue par exemple un cadre, conceptuel sinon législatif, pour introduire la notion de quotas pour les agglomérations de plus de 100.000 habitants. Les agglomérations seraient ensuite libres de répercuter le système de quota sur leurs habitants (cf. infra) ou d'utiliser toute autre combinaison d'instruments réglementaires et tarifaires pour se conformer à ces quotas.

Dans la même logique, on pourrait envisager un contrôle du développement urbain en soumettant les opérations immobilières à une logique de permis portant sur le trafic induit par les constructions : les promoteurs devraient acheter des permis d'émission pour pouvoir construire (Ottensmann, 1998). Cela nécessite d'identifier les générateurs (centres commerciaux, ZA ou ZI, communes) et pose de nombreux problèmes d'organisation du marché, notamment pour minimiser les coûts de transaction et rendre possible les échanges, à l'intérieur d'une agglomération, mais peut être aussi entre les agglomérations.

On peut donc en théorie envisager que les permis soient alloués par l'Etat aux régions, lesquelles les répercuteraient aux départements et aux agglomérations urbaines. Ces collectivités territoriales échangeraient leurs permis, soit sur un marché qui leur serait réservé, soit directement sur le marché européen ou mondial.

Un tel système de permis peut être confronté la liste de contrôle élaborée en section 2.3 (page 18). Il suffit d'évaluer certains critères pour souligner la complexité et les difficultés de mise en place d'un tel système :

Critère 2 : simplicité, clarté, mesurabilité, vérifiabilité.

Comment mesurer la performance CO₂ des différentes collectivités territoriales ? Une première solution consisterait à suivre les achats de carburant sur une base territoriale mais étant donné le caractère mobile des sources d'émission, l'attribution des émissions à tel ou tel territoire ne peut être qu'arbitraire. Une seconde solution consiste à mesurer les circulations (véhicules-kilomètres parcourus) dans les différents territoires et à en déduire à partir de consommations unitaires, l'ordre de grandeur des émissions. Cette approche nécessiterait d'intensifier les efforts de mesure statistique des trafics qui ne sont réalisés en permanence que sur les autoroutes (sociétés concessionnaires), les routes nationales (Ministère de l'Équipement) et les routes principales en agglomérations (services voirie des communautés urbaines), ou à intervalle régulier (de plusieurs années) sur des cordons. Les enquêtes déplacements auprès des ménages réalisées en agglomérations urbaines ne recensent en général pas les itinéraires réels qui ne peuvent être reconstitués qu'au moyen de modèles de trafic.

Cela dit, l'imbrication des réseaux est assez forte : sur le territoire d'une commune membre d'une communauté urbaine on pourra trouver à la fois des routes ou autoroutes d'intérêt national, des routes départementales, des routes communautaires et des routes communales. Cela montre que l'attribution des émissions selon une base territoriale ne serait pas sans poser quelque problème. Il est difficile de concevoir comment faire supporter à une collectivité donnée (ex un Conseil Général) les conséquences de son action d'amélioration des routes en termes d'accroissement du trafic sur le territoire d'une autre collectivité (ex une agglomération urbaine du même département).

D'une manière plus générale, les systèmes géographiques risquent d'introduire des complications institutionnelles et des artifices de frontières administratives.

Critère 9 : prise en compte de l'équité

On peut également imaginer une segmentation géographique évitant certains problèmes d'équité. Sachant que les ruraux ne bénéficient pas du même degré d'accessibilité aux

services publics et aux activités économiques que les citoyens, imposer une contrainte uniforme sur la mobilité peut sembler injuste, d'autant plus que tous les usagers ne disposent pas des mêmes alternatives. On peut raisonnablement supposer que les capacités de réduction des émissions sont supérieures (ou moins coûteuses) en urbain. Il serait donc justifié de ce point de vue d'imposer le système de permis aux agglomérations urbaines uniquement, le monde rural étant exempté du système de permis et couvert par d'autres instruments comme la taxe. Une telle proposition se heurte aux remarques concernant le critère 2 (cf. supra) mais aussi concernant le critère 5 (cf. infra).

Critère 5 : coûts marginaux de dépollution suffisamment différents

Quels peuvent être les coûts d'adaptation des différentes collectivités territoriales ? Nous avons déjà analysé en section 2.2.4 (page 13) les déterminants de l'adaptation à un objectif de réduction des émissions. Cette analyse montre que la distinction essentielle se fait sur une base territoriale entre urbain, péri-urbain et rural : en outre, il faudrait distinguer selon la variété des densités et de l'offre alternative en transports collectifs à l'intérieur de l'urbain. Le coût d'adaptation d'une agglomération prise dans son ensemble agrégera les coûts d'adaptation des résidents (qu'ils soient de la ville centre ou des couronnes de banlieue). Ce coût intégrera également les possibilités technico-économiques de réorientation de l'offre de transport (investissements en transports collectifs, intensification du service). En l'absence de calculs détaillés et complexes, on ne peut que faire une conjecture raisonnable : il est probable que les coûts d'adaptation des différentes agglomérations urbaines soient similaires, du moins bien plus que par comparaison avec les territoires péri-urbains ou ruraux. C'est un premier argument pour rejeter l'hypothèse d'un marché de permis domestique réservé aux seules agglomérations urbaines, car sur un tel marché les échanges seraient inexistantes.

Les territoires péri-urbains ou ruraux n'ont d'existence institutionnelle, hormis les communes, pays ou communautés de communes, qu'à travers les départements ou les régions. Les départements, de même que les régions, sont des ensembles territoriaux mixant espaces ruraux et espaces urbains denses. La coexistence de ces deux types de territoires au sein de chacune des collectivités départementales et régionales est également un facteur d'homogénéisation des coûts d'adaptation. L'exception parisienne vient bien sûr tempérer ce jugement. Un marché de permis étendu aux régions et aux départements introduirait donc un peu plus de diversité par rapport aux seules agglomérations urbaines, mais d'une ampleur limitée.

En résumé ce critère de diversité des coûts d'adaptation plaide pour que, au cas où les permis seraient répercutés aux collectivités territoriales, le marché de permis ne soit pas fermé et que ces collectivités accèdent au marché international.

Cependant le caractère rédhibitoire des remarques concernant le critère 2 nous amène à abandonner la piste de la filière territoriale.

3.2.2.2 La filière technique

Cette filière technique est figurée à travers le schéma d'organisation en Figure 4.

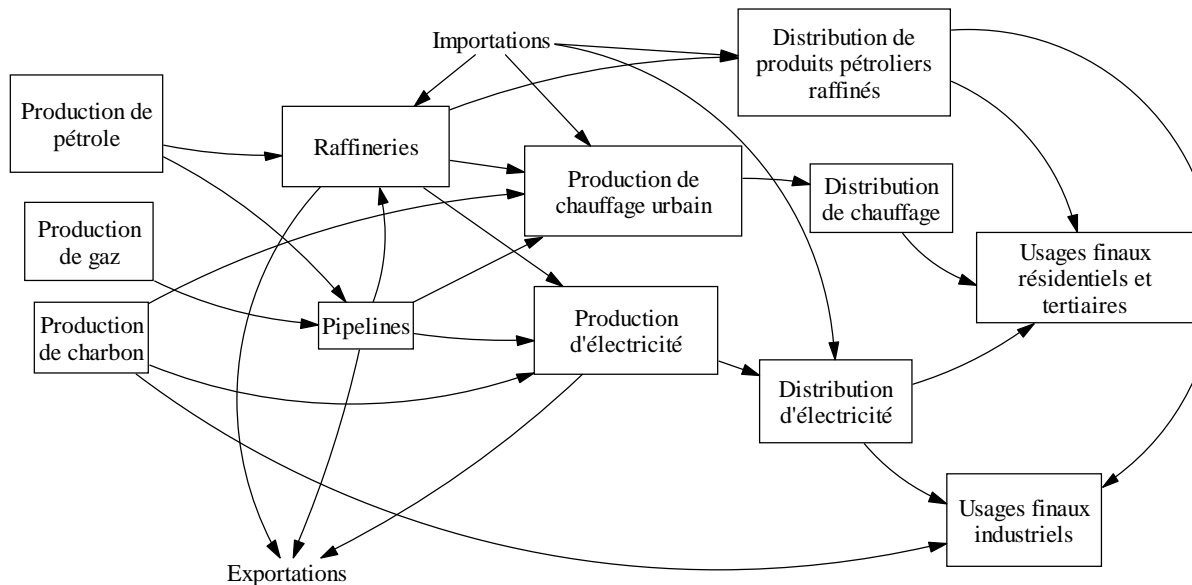


Figure 4 : Filière technique d'imposition / diffusion des permis

Les acteurs concernés par le mécanisme de permis peuvent être aussi bien les raffineurs, les producteurs d'énergie secondaire (électricité, chauffage) que les distributeurs de carburant. Quelle que soit la forme du rationnement, par les prix ou par les quantités, il risque d'affecter les consommateurs finaux, en l'occurrence en matière de transports, les automobilistes, les opérateurs de transport routier et ceux de transports publics. La logique même des permis négociables voudrait que le système décentralise les décisions à son niveau, car il est le plus à même d'arbitrer au mieux entre l'ensemble de ses comportements de mobilité quotidienne et des ses localisations d'activité et ses revenus.

On doit donc rechercher un compromis entre un ciblage direct (à l'aval) où on maximise a priori la réduction des coûts de dépollution, et un ciblage indirect (à l'amont) où on réduit les coûts administratifs.

Il peut par exemple sembler pertinent, pour réduire les coûts administratifs, de mettre en place le système de permis en amont du consommateur, c'est à dire à un niveau où les acteurs sont peu nombreux, par exemple les raffineurs ou les distributeurs de carburants.

Les permis seraient requis uniquement pour les émissions résultant de la combustion des carburants fossiles à l'intérieur du territoire français (nous laissons de côté pour le moment les autres usages, pétrochimie, et autres GES tels que le méthane par l'agriculture).

En imposant la soumission de permis (certificats d'émission) par les producteurs de pétrole, de gaz naturel et de charbon, et les raffineurs, le système de permis couvrirait les émissions de CO₂ issues de la combustion des carburants hydrocarbonés par les utilisateurs finaux, aussi bien que les émissions de CO₂ et de méthane par les industries du pétrole, du gaz naturel et du charbon.

Cependant on ne doit pas exclure les effets d'aubaine découlant d'une distribution initiale gratuite : par exemple si les permis sont alloués aux raffineurs et grossistes en carburants, que faire de la rente générée par cette distribution initiale ?

Dans le cas de permis imposés en amont par rapport à l'émetteur final, entre en jeu également la capacité de l'acteur imposé à transférer plus en amont une partie du prix des permis : par exemple le raffineur vers l'importateur de pétrole brut, ou le distributeur vers le raffineur.

Cela fait que le prix pour l'utilisateur final sera probablement différent de la somme du prix sans permis et du prix des permis. Le point d'imposition n'est donc pas neutre à cause du pouvoir de marché et de la réglementation à différents niveaux.

Enfin, si le point d'imposition est trop séparé de la source des émissions, cela peut diluer l'incitation des émetteurs réels à mettre en œuvre la panoplie complète des possibilités de réduction des émissions qui s'offrent à eux.

Il est difficile de conclure au-delà de cette énumération qualitative des avantages et inconvénients des différentes options. Seules des simulations quantitatives du fonctionnement de ces diverses options permettraient de trancher, à moins d'attendre et d'observer les expériences à l'étranger.

En outre, la discussion sur la cohabitation entre permis et taxes (cf. supra) permet d'introduire la possibilité de créer des marchés domestiques de permis fermés. Or cette possibilité est variable selon les secteurs considérés. Il faut en effet distinguer

- les secteurs *exposés* à une concurrence internationale telle que les coûts environnementaux ne peuvent être passés dans les prix,
- des autres secteurs dits *protégés*.

Dans le secteur des transports les secteurs exposés sont le transport maritime, les transports aériens et les transports routiers internationaux de marchandises. Pour ces secteurs, l'incertitude reste entière sur la mise en place éventuelle de permis et avant même cela, sur l'affectation à tel ou tel pays des émissions produites par le véhicule. En effet à la différence des sources fixes, les véhicules transportent leur carburant et passent ainsi les frontières : il est donc difficile de trancher entre une attribution des émissions au pays où les inputs en carburant sont achetés (contrôle à la source, le plus immédiatement applicable) ou au pays où les émissions sont produites (contrôle à l'émission, ce qui nécessite des dispositifs adhoc). Ce problème apparaît particulièrement redoutable en ce qui concerne l'aérien et le maritime où il est clair que ce sont les comportements économiquement dominants qui définiront les règles du jeu (ex politique étasunienne pour l'aérien). Il l'est peut-être moins pour le transport routier de marchandises pour lequel une harmonisation européenne devra être recherchée, compte-tenu des directives existantes en la matière.

Nous laissons pour le moment de côté cette question des sous-secteurs exposés du transport pour nous tourner vers ceux que l'on peut considérer comme protégés comme le transport terrestre de personnes (en considérant comme marginal le problème des frontières dans ce cadre).

On peut donc imaginer que l'ensemble des secteurs protégés, celui des transports terrestres de personnes, mais aussi l'énergie pour le chauffage et l'éclairage résidentiel et tertiaire, pourraient être gérés dans le cadre d'un ou de plusieurs marchés séparés, domestiques et fermés ou non au marché international.

Chaque marché serait défini par ses paramètres propres (q, t, r), réévalués périodiquement sur une base annuelle par exemple. Si le secteur s paie la taxe, c'est que la quantité q allouée est trop faible, et le gouvernement peut choisir d'allouer des permis supplémentaires à ce secteur. Si le secteur s revend ses permis, c'est que la quantité q allouée est trop élevée, et le gouvernement peut choisir de réduire les permis alloués à ce secteur pour l'inciter à bouger.

Ce découpage du marché des permis semble contraire à la logique de l'efficacité économique, puisqu'en segmentant les marchés on risque d'avoir des prix d'équilibre à l'intérieur des différents marchés, et non un prix *uniforme* du permis, ce qui signifie que ces prix peuvent être différents et que le coût total de réduction des émissions risque de ne pas être minimisé, faute d'échange possible. Néanmoins, dans la mesure où certains secteurs sont exposés à la

concurrence internationale, et où l'acceptabilité des restrictions semble assez hasardeuse dans d'autres, on risque d'être contraint à une telle segmentation.

3.2.2.3 Les limites du caractère incitatif de la taxe

Face aux risques et aux difficultés d'introduction décentralisée des permis, la solution apparemment la plus évidente est d'utiliser la taxe pour répercuter la rareté des permis au niveau des consommateurs finaux. Le système de collecte existe à travers les taxes actuelles sur le carburant et il suffirait de rajouter une nouvelle taxe sans induire de coûts administratifs notables. Cependant trois arguments viennent alimenter le doute sur la garantie du résultat, à savoir relatifs aux valorisations relatives de l'environnement et du transport, au degré de contrôlabilité du prix final du carburant, et à l'acceptabilité de cette nouvelle taxe.

Une course de vitesse où l'environnement est perdant

Pour ce faire nous développerons une idée avancée par A.Perl et J-D. Han (1994). Le graphique ci-après (Figure 5) montre en abscisse le volume de la circulation (et les volumes de pollution qui en découlent) et en ordonnée les coûts et avantages liés à la circulation automobile, exprimés en termes monétaires. Y sont présentées plusieurs des courbes classiques, une courbe de coût marginal social (de la collectivité), une courbe de coût marginal privé (de l'automobiliste) ainsi que deux courbes d'avantage marginal de l'automobiliste. Perl et Han expliquent que la tarification au coût marginal aboutit à un prix auquel les automobilistes prêts à payer peuvent acheter le droit de porter atteinte à l'environnement. Même si les coûts de congestion et environnementaux sont intégrés dans la tarification marginale, ces coûts seront toujours évalués de manière relative aux avantages retirés de l'utilisation de l'automobile. La taxe pigouvienne classique permet de passer du point d'équilibre *a* - où les automobilistes prennent en compte seulement leurs coûts privés - au point d'équilibre *b*, jugé socialement optimal. Cependant, que ce soit dans les économies en forte croissance (cas du sud-est asiatique) ou dans les économies développées soumises à un processus de différenciation spatiale des valeurs foncières, il existe une tendance à la valorisation croissante des avantages attachés à la mobilité. La courbe d'avantage marginal 1 se déplace vers la courbe 2 et la taxe pigouvienne produira un nouvel équilibre *d*, correspondant à un nouvel optimum d'utilisation de l'automobile produisant plus de pollution.

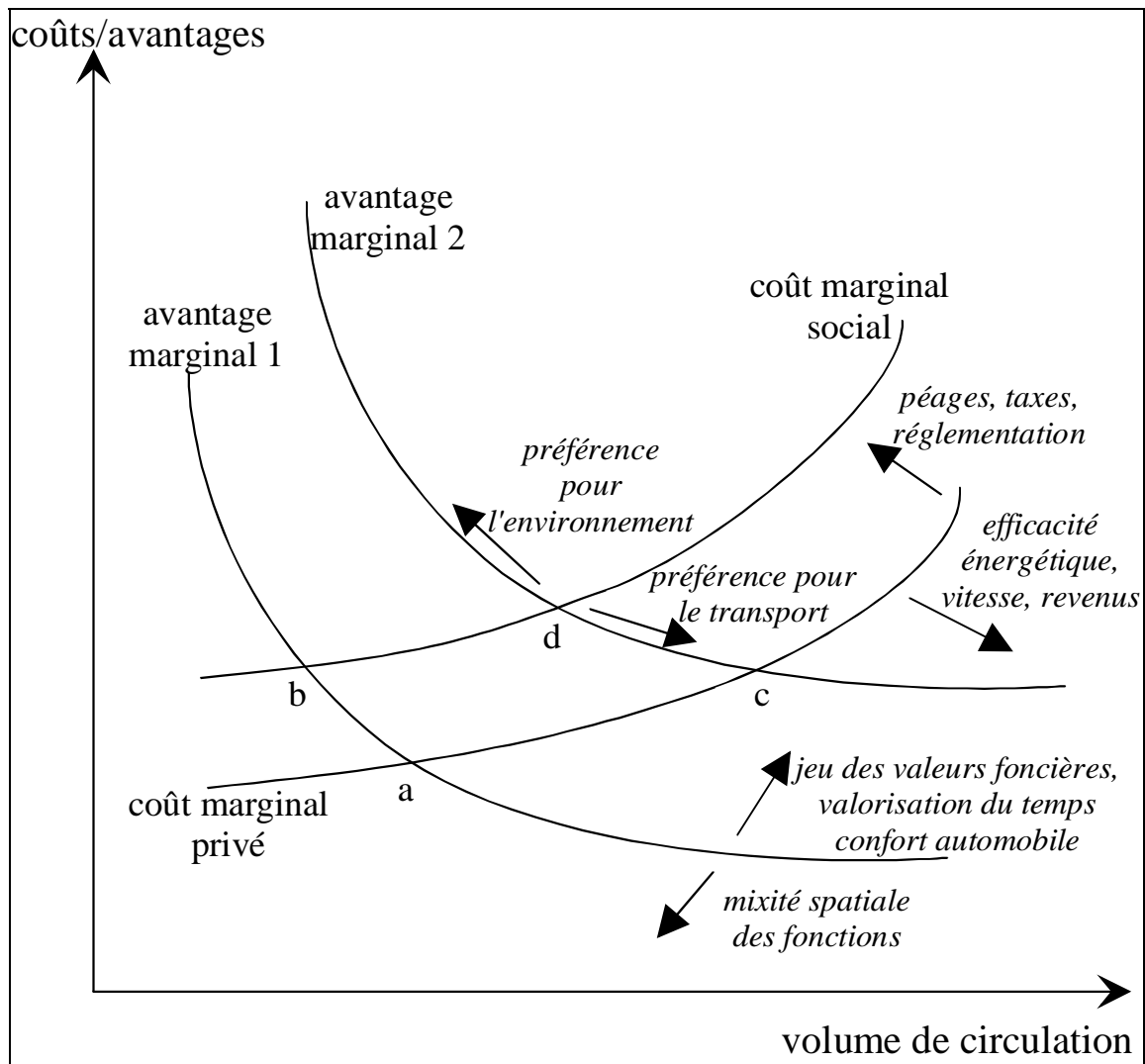


Figure 5 : les coûts et avantages de la mobilité peuvent évoluer au cours du temps (sur la base d'un graphique proposé par Perl et Han (1994))

Nous pouvons pousser plus loin le raisonnement de A.Perl et J.D.Han en montrant que les deux courbes de coût marginal peuvent aussi se déplacer au cours du temps au gré de l'évolution des préférences collectives et du système technique de transport. Ainsi :

- la courbe de coût marginal social peut se déplacer vers le haut quand la préférence pour l'environnement exprimée par la collectivité s'accroît (régions riches et développées) ; elle peut se déplacer vers le bas quand la préférence est donnée à l'accroissement des échanges pour favoriser le développement économique d'une région et lutter in fine contre le chômage (régions en développement ou en crise économique) ;
- la courbe de coût marginal privé peut se déplacer vers le haut sous l'effet de la tarification routière ou de réglementations modérant la vitesse de l'automobile ; la hausse générale du niveau de vie, les améliorations apportées par les constructeurs à l'efficacité énergétique des automobiles, de même que les gains d'efficacité tels que la vitesse offerte par le réseau routier ou l'information en temps réel dans les véhicules, peuvent déplacer cette courbe de coût privé vers le bas ;
- enfin la courbe d'avantage marginal peut se déplacer aussi bien vers le haut sous l'effet d'une valorisation croissante du temps gagné ou de la valorisation de la mobilité face à des espaces plus ségrégués du point de vue de leurs valeurs foncières,

que vers le bas sous des effets en sens contraire, et notamment la relaxation des contraintes pesant sur les localisations des activités.

L'équilibre optimal de la demande de déplacements automobiles, et donc de la consommation de ressources environnementales, apparaît alors comme le résultat d'une course de vitesse entre trois tendances principales : ce sont la préférence croissante pour l'environnement, l'amélioration de l'efficacité technique du système routier et la valorisation du temps gagné. Dans cette course, les deux dernières tendances et particulièrement la troisième apparaissent jusqu'ici gagnantes. Contrer ces deux tendances impliquerait de mener la taxe jusqu'à des niveaux peut-être insoupçonnés pour obtenir le résultat escompté en matière de limitation des émissions de CO₂.

Peut-on contrôler le prix final du carburant ?

Le montant de la taxe à appliquer pour obtenir une réduction donnée de la consommation de carburant peut être estimée à partir de l'élasticité de la demande. Un consensus s'est établi pour reconnaître que la valeur de cette élasticité varie selon que l'on considère les effets de court terme ou ceux de long terme. En effet face à une augmentation de carburant, certaines adaptations telles que le changement de style de conduite, la réduction ou l'optimisation de certains déplacements, ou le changement de mode de transport pourront être opérées à court terme (par exemple dans les mois ou l'année qui suivent l'augmentation). D'autres adaptations telles que le changement de véhicule, le changement de lieu de résidence ou d'emploi demanderont plus de temps. Ces valeurs d'élasticité s'établissent autour de $-0,3$ pour le court terme et $-0,7$ pour le long terme (Goodwin, 1988).

Avec une valeur d'élasticité de $-0,7$, un prix du carburant de 7F/l et un objectif de réduction des consommations de 10%, l'augmentation de prix, soit la taxe supplémentaire, devrait être de 14% et donc s'établir à environ 1F. Si l'élasticité s'avérait plus faible, la taxe devrait être plus élevée (ex 1,4 F pour une élasticité de $-0,5$).

Or l'augmentation du prix du carburant super non plombé de février 1999 à février 2000 a été d'environ 17% (de 6F à 7F). Cette augmentation est due essentiellement à l'envolée des cours du pétrole brut, mais l'incidence des taxes existantes (TVA + TIPP) dans cette augmentation est d'une dizaine de centimes. Les statistiques permettant de mesurer l'effet de cette récente hausse sur les trafics ne sont bien sûr pas encore disponibles. Cependant cette hausse s'est produite dans un contexte de reprise économique ayant un effet positif sur les trafics, ce qui devrait ainsi occulter l'effet négatif de la hausse.

La rapidité et l'ampleur de cette hausse amènent à envisager la possibilité un retournement de tendance dans les prochains mois, les prix du brut pouvant baisser dans des proportions similaires. En effet les variations du prix du pétrole brut obéissent à des logiques d'offre et de demande, dans le cadre de décisions stratégiques des pays producteurs, prises notamment pour profiter des tensions sur la demande résultant de la croissance économique vigoureuse dans les pays occidentaux.

Dans cette hypothèse les effets-prix dus à une taxe CO₂ seraient annihilés par une telle baisse du prix hors taxe, sauf à considérer que la taxe serait réévaluée pour compenser une baisse éventuelle du prix du pétrole.

L'acceptabilité d'une nouvelle taxe

La part des taxes actuelles représente aujourd'hui en ordre de grandeur environ 75% du prix TTC du carburant super sans plomb. Comme la TIPP et la taxe IFP sont forfaitaires, la hausse du prix hors taxe du carburant réduit la part des taxes (elle était de 80% environ pour un prix

du super à 6F). Rajouter une taxe CO2 de 1F relèverait la part des taxes de 75% à 78% pour un prix du litre passant de 7F à 8F.

Le récent débat médiatique en France autour des conséquences de la hausse des cours du pétrole et la pression orchestrée auprès des distributeurs par le Ministère des Finances (mai-juin 2000) sont le reflet d'une sensibilité de l'opinion à de telles hausses des prix du carburant. Ces réactions, d'une part montrent que l'on est loin de l'idée même d'imposer une hausse du prix du carburant au motif de lutter contre l'effet de serre, d'autre part suggèrent qu'une taxe supplémentaire serait très mal acceptée dans l'état actuel de l'opinion.

Ces différents arguments, incertitude sur le niveau réel d'efficacité de la taxe pour atteindre le but quantitatif recherché, faible contrôlabilité du prix effectif final, acceptabilité questionnée d'une taxe supplémentaire sur un produit déjà fortement taxé, nous incitent à explorer plus avant la faisabilité d'un marché de permis décentralisé au niveau des consommateurs finaux de carburants.

4 Un exemple de décentralisation des systèmes de quota

Nous commençons par décrire concrètement ce que pourrait être un système de permis appliqué aux voitures particulières. Ce système est ensuite évalué quantitativement et qualitativement. Enfin son extension au cas des usages professionnels (véhicules de société, véhicules utilitaires) est discutée.

4.1 Description du système appliqué aux voitures particulières

La conception d'un système de permis décentralisé au niveau des consommateurs finaux doit obéir à certaines contraintes :

- Il serait très coûteux et socialement inacceptable de passer brutalement d'un système de taxation à un système de permis. Les deux systèmes doivent donc cohabiter.
- Les opérations de consommation de permis doivent être validées au plus près de l'acte d'achat de carburant, afin de réduire les coûts administratifs, c'est-à-dire au moment de l'achat à la pompe. Il est donc difficile de créer une frontière administrative étanche entre système de taxation et système de permis.
- Une incitation financière à adhérer au système de permis doit donc être créée.
- Le marché de permis ne fonctionnera (échanges) que si son prix d'équilibre s'établit en-dessous de la taxe.

Principe général

L'idéal de l'efficacité consiste à toucher le niveau le plus décentralisé possible, c'est-à-dire les automobilistes comme émetteurs de CO₂. Le permis est attaché au litre de carburant. Il s'agit d'une valeur qui peut être modulée selon le type de carburant, en fonction de la quantité moyenne de CO₂ émise par combustion (le gazole est plus dense en carbone que l'essence). Pour simplifier l'exposé nous supposons que une unité de permis est associée à un litre de carburant.

La question de l'introduction du système amène à envisager une mise en place progressive. On peut ainsi imaginer un système de taxe sur les émissions de CO₂, auquel il serait possible d'échapper en adhérant au système des permis sur la base du volontariat. Il suffit pour cela de fixer un niveau de taxe t unique, applicable à la fois aux acteurs n'adhérant pas au marché de permis, et comme borne supérieure du marché hybride (q, t, r) . Il y a ainsi une forte incitation à intégrer le système des permis, tout en assurant la continuité de la taxation de la consommation de carburants.

Dans les tous les calculs qui suivent nous prenons comme année d'étude l'année 1997, qui est la plus récente pour laquelle sont disponibles les données INRETS-ADEME sur le parc automobile et les consommations (INRETS, 1999).

Notre étalon de référence pour évaluer le système de permis sera l'alternative que représente la taxe devant s'appliquer aux carburants pour se conformer à nos engagements internationaux. Compte tenu de l'engagement de stabilisation des émissions au niveau de 1990 et de la croissance opérée depuis, nous pouvons prendre comme hypothèse (optimiste) que la réduction des émissions à opérer ne serait que de 10% en 2008.

Le prix moyen du carburant à la pompe s'établissait en 1997 à 5,57 FTTC (tous carburants confondus). Compte tenu des kilométrages et des consommations unitaires *déclarés* par le

panel (13.719 km en moyenne, un peu moins de 7,5 l/100), la consommation moyenne annuelle s'établit à 1022 litres. Le tableau ci-dessous donne pour différentes valeurs d'élasticité et un objectif de réduction de 10% le montant des taxes qu'il faudrait appliquer.

élasticité	taxe (FF)
-0,3	1,88
-0,5	1,10
-0,7	0,80

Pour créer une incitation forte à passer de la taxe aux permis et compte tenu de l'incertitude qui pèse sur le niveau efficace de la taxe qui permettrait d'atteindre l'objectif quantifié, il est proposé que, dans le système hybride (q, t, r), la taxe t corresponde au niveau le plus pessimiste de l'élasticité (-0,3) soit 1,88 F/l.

Allocation initiale

Dans ce contexte, les segmentations géographiques et les distinctions rural / urbain, si elles évitent certains problèmes d'équité, semblent constituer des sources non négligeables d'inefficacité. Une façon plus simple d'éviter les problèmes d'équité sans engendrer d'inefficacité est d'autoriser la consommation d'une quantité de carburant initiale sans surcoût rédhibitoire. Cela permet de garantir une mobilité minimale pour tous les usagers ne disposant pas d'alternative viable à l'automobile.

Pour ce faire nous partons d'une consommation moyenne arrondie à 1000 litres. En imposant au sous-secteur des transports de personnes une réduction de 10% de sa consommation, la quantité à allouer s'établit à une valeur arrondie de 900 litres.

Cette allocation est gratuite. Elle est effectuée chaque année au moment de l'achat de la vignette automobile (« taxe différentielle sur les véhicules à moteur »). Cette allocation est donc liée à un acte économique de consommation (possession et usage d'une automobile), ce qui modère l'effet d'aubaine dû à la gratuité de l'allocation. L'incitation à multiplier le nombre d'automobiles possédées (notamment en prolongeant la durée de vie des véhicules les plus anciens) est limitée par le fait qu'il faut chaque année acheter la vignette pour obtenir l'allocation de permis : associé au coût de maintien en état des véhicules (vérifiable par le contrôle technique), ce n'est que si le prix des permis sur le marché devient très élevé que ce phénomène pourrait jouer¹. Ce prix est toutefois borné par le haut (cf. infra).

L'allocation égale par véhicule provoquera bien sûr un débat sur les questions d'équité, notamment par rapport aux contraintes différentes d'usage des véhicules : familles avec enfants, personnes handicapées, habitants en milieu rural, etc. Rien n'interdit de prévoir des modulations dans l'allocation initiale pour tenir compte de ces aspects : la règle générale voudrait que les coûts de ces aménagements, calculables au prix du marché des permis supplémentaires distribués, soient explicitement supportés par les collectivités concernées.

Contrôle des transactions

¹ C'est-à-dire quand le prix de marché de l'allocation initiale de 900 litres dépasse le montant de la vignette, du contrôle technique et des frais d'entretien et de parking.

L'achat de la vignette donne droit à une carte à puce qui enregistre les opérations de débit / crédit de permis, compatible avec les lecteurs de carte bancaire déjà installés dans les stations d'essence, et reliés à un système centralisé. Il peut être envisagé que le compte des permis soient aussi géré directement sur carte bancaire CB. La généralisation prochaine des lecteurs de carte à puce individuels devrait permettre au consommateur de contrôler aisément le solde de ses permis.

Il n'est pas envisagé de système papier afin de réduire les coûts administratifs de contrôle des transactions. La réduction de coût pour le consommateur quand il opte pour les permis au lieu de la taxe est conditionnée par l'acceptation de l'utilisation de la carte à puce.

Si le consommateur souhaite consommer davantage que les 900 litres, il devra se procurer des permis supplémentaires sur le marché de permis ou acquitter directement à la pompe le prix actuel plus une surtaxe. Cette donnée est la valeur de la taxe t qui bornera par le haut le prix des permis. L'achat de permis au cours du jour (cf. infra) devra pouvoir se faire au moment de l'achat de carburant directement sur les pompes équipées d'appareils à carte bancaire.

De même le consommateur qui, au moment de la transaction, aura oublié ou perdu sa carte portant solde créditeur devra acquitter la taxe.

Fonctionnement du marché

Les consommateurs qui n'utilisent pas la totalité des permis alloués dans le cadre de leur vignette peuvent les revendre. La possibilité de vente constitue donc une incitation supplémentaire à adapter ses comportements notamment pour ceux qui peuvent le faire à moindre coût. Une autorité nationale (en collaboration avec la Bourse ?) gère l'achat et la vente des permis au niveau national. Les permis peuvent également être achetés et revendus dans les banques, distributeurs automatiques ou par Internet.

La durée de vie des permis est illimitée, ce qui entraîne un risque de spéculation dont l'ampleur reste toutefois à évaluer. Cependant l'autorité régulatrice se réserve le droit de modifier chaque année la quantité de permis allouée gratuitement (éventuellement vote du Parlement dans le cadre de la loi de finances). Afin d'orienter les comportements à moyen et long terme une baisse de l'allocation initiale année après année devrait être planifiée et annoncée à l'avance.

Les fluctuations du prix des permis sur le marché indiquent la rareté des permis, et permettent d'anticiper d'éventuels ajustements. Par exemple, si l'élasticité-prix de la consommation de carburant a été sous-estimée (en valeur absolue), ou encore si le nombre total de permis initialement alloué est trop élevé, les consommateurs ne réduiront pas leur consommation dans les proportions souhaitées, entraînant un dépassement des objectifs internationaux. Dans ce cas l'autorité régulatrice serait condamnée d'une manière ou d'une autre à payer ce surcoût : soit en rachetant les permis sur le marché domestique pour forcer l'ajustement – ce qui revient à borner par le bas le prix du permis au prix de rachat r -, soit en achetant des permis sur le marché international pour se conformer à ses engagements internationaux. Cependant, comme l'autorité régulatrice se réserve la possibilité de modifier la quantité allouée chaque année, l'ajustement optimal des quantités est possible à court terme.

Inversement si les quantités allouées sont trop faibles, le prix des permis s'élève mais il est borné par le haut par la taxe existante : en effet si le prix du permis lui devenait supérieur, les automobilistes auraient intérêt à basculer immédiatement dans le système de taxe, étant donné l'absence d'étanchéité entre les deux systèmes.

En fait l'autorité organisatrice du marché des permis, in fine l'Etat, constitue un intermédiaire entre les automobilistes et le marché mondial. Il a pour fonction de protéger les

consommateurs des fluctuations brutales ou de la spéculation, mais en même temps, il doit tenir compte de l'évolution de long terme du prix des permis sur le marché international, à moins de vouloir financer la consommation des usagers nationaux par les recettes fiscales. Dans ces conditions, il est clair que le montant de la surtaxe devrait se rapprocher du prix du permis sur le marché international.

Une alternative pourrait être une taxe progressive qui aurait les mêmes effets, sous la forme d'une carte à puce non cessible divisant les quantités consommées en « tranches » taxées progressivement de façon à sanctionner plus lourdement les gros consommateurs tout en évitant d'imposer une charge trop lourde aux plus démunis. Ce mécanisme apparemment séduisant risque néanmoins d'engendrer un important marché noir autour du caractère a priori non cessible des quantités allouées. On peut éviter le risque de marché noir en limitant le progressivité de la taxe à une seule tranche, et en permettant aux usagers d'échanger les permis, ce qui équivaut au système de permis que nous venons de décrire.

Coûts de mise en place et de gestion du système

Ces coûts ne peuvent être pour le moment que décrits qualitativement. Etant donné l'intégration poussée des transactions et des vérifications des permis au système actuel de transactions autour de la carte bancaire, l'incidence de ces coûts devrait être modérée. Ces coûts comprennent :

- La modification des logiciels embarqués dans les automates CB des pompes à carburant afin de reconnaître le système de permis (lecture du solde, débit).
- La fabrication et la distribution des cartes à puce, ou l'intégration du logiciel microcode aux puces des cartes CB existantes, au moment du renouvellement périodique de celles-ci.
- La campagne d'information spécifique à la mise en place de ce nouveau système de transactions (qui s'ajoute à la campagne d'information qui sera de toute façon nécessaire avant l'introduction de toute mesure de régulation des émissions).
- La gestion de la bourse d'échange des permis, qui pourrait être intégrée à la Bourse.

4.2 Eléments d'évaluation

Ces éléments d'évaluation sont d'une part des éléments quantitatifs découlant de calculs des surplus, d'autre part des éléments qualitatifs découlant de l'application de la liste de contrôle énoncée en section 2.3.

4.2.1 *Calcul des surplus*

4.2.1.1 Méthodologie de calcul

En Figure 6 est représentée la courbe de demande, soit l'évolution des quantités demandées (en abscisse ici le carburant automobile) en fonction du prix (en ordonnée). Le prix actuel hors taxe (P_{0HT}) correspond à la part versée au distributeur (comprenant le prix du pétrole raffiné et vendu au détail). S'y ajoutent les taxes actuelles (TIPP, IFP et TVA) que nous considérerons comme un tout allant dans les caisses de l'Etat, soit le prix P_{0TTC} . L'ajout d'une taxe CO₂ t amènerait le prix à $P_1(TTC)$.

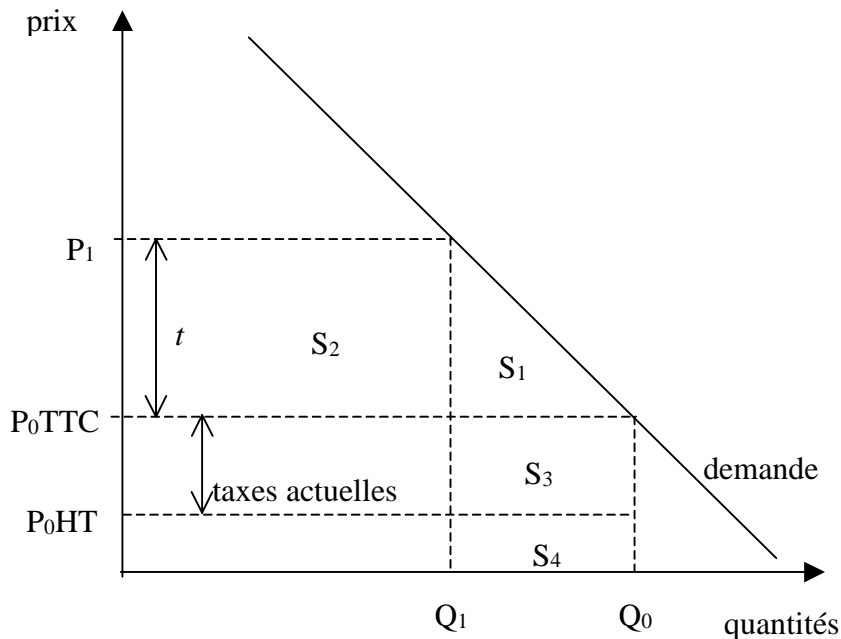


Figure 6 : Effets des taxes sur les quantités demandées et répartition des surplus

Le passage du prix P_0TTC au prix P_1TTC va provoquer une adaptation des comportements, se traduisant par une réduction des quantités demandées de Q_0 à Q_1 . Le bilan en termes de surplus peut être décrit ainsi :

- S_1 représente la perte de surplus des consommateurs, nette du paiement de la quantité (Q_1-Q_0) qui n'est plus consommée.
- S_2 représente le gain de surplus de l'Etat par la taxe nouvellement payée sur la quantité Q_1 consommée.
- S_3 représente la perte de surplus de l'Etat du fait des taxes qui ne sont plus payées sur la quantité (Q_1-Q_0) qui n'est plus consommée.
- S_4 représente la perte de surplus des « autres acteurs » (distributeurs, raffineurs, producteurs de pétrole...) du fait que la quantité (Q_1-Q_0) n'est plus consommée.

Le bilan pour les consommateurs de carburant est $-(S_1+S_2)$. Le bilan pour l'Etat est S_2-S_3 . Le bilan total pour la collectivité est $-(S_1+S_3+S_4)$.

Le calcul quantitatif des surplus implique de faire des hypothèses sur les valeurs d'élasticité de la demande, dont nous avons déjà dit qu'elles variaient entre $-0,3$ (élasticité de court terme) et $-0,7$ (élasticité de long terme). L'intérêt des calculs de surplus est également, du point de vue de l'équité, de calculer la répartition de la charge d'adaptation entre l'Etat et les consommateurs pris comme un tout, et surtout entre les différentes catégories de consommateurs.

L'adaptation des comportements (i.e. la réduction des véhicules-kilomètres parcourus) sera plus ou moins facile selon l'offre de proximité des activités et des emplois et l'offre d'alternatives modales à la voiture particulière. Une première dimension essentielle est donc celle de la localisation résidentielle.

La réduction des véhicules-kilomètres parcourus sera plus ou moins effective selon le poids des dépenses en carburant dans le budget du ménage. La seconde dimension essentielle est donc celle des revenus. L'élasticité prix de la consommation de carburant sera, toutes choses égales par ailleurs, moindre pour les plus hauts revenus que pour les plus bas revenus.

En pratique ces deux effets ne sont pas indépendants, bien qu'ils puissent jouer de manières diverses et contradictoires au sein d'une même agglomération et selon les agglomérations françaises. Une plus ou moins forte valorisation foncière du centre fait que les ménages aux plus hauts revenus tendent à occuper les zones centrales. Cependant ces mêmes ménages peuvent aussi investir des communes résidentielles péri-urbaines. A l'opposé les ménages aux plus bas revenus peuvent aussi bien se trouver confinés dans des quartiers dégradés du centre, que dans les banlieues de première couronne ou expatriés dans le lointain péri-urbain pavillonnaire. Ce jeu complexe d'interaction entre localisations résidentielles et revenus fait que nous avons choisi de privilégier un angle d'attaque et donné la primauté à la dimension de localisation résidentielle.

Il se trouve que des statistiques concernant les circulations et consommations par grand type de localisation résidentielle sont fournies par l'analyse de l'INRETS déjà citée (INRETS, 1999). Nous avons donc comme base de calcul la ventilation de ces données selon quatre types de localisation, ville-centre, banlieue, périurbain et rural (codage mis au point par l'INRETS, cf. Madre et Massot, 1994).

4.2.1.2 Eléments quantitatifs

Le calcul a été fait pour trois valeurs d'élasticité globale moyenne, soit $-0,3$, $-0,5$ et $-0,7$. Les résultats des calculs sont donnés dans les pages suivantes.

Pour une élasticité moyenne donnée nous avons assumé des valeurs hypothétiques d'élasticités différentes pour chacun des quatre groupes de ménages repérés par leur localisation résidentielle : nous avons supposé que l'élasticité était la plus forte pour les habitants de la ville centre et qu'elle décroissait à mesure que l'on allait vers le rural. Ces valeurs sont ajustées de manière à retrouver l'élasticité moyenne globale, compte tenu de la pondération des véhicules selon les quatre catégories de localisation résidentielle.

A l'aide de ces quatre valeurs d'élasticité nous calculons ensuite les surplus moyens par véhicule S_1, S_2, S_3, S_4 , la masse totale des surplus pour les usagers automobilistes, l'Etat et les autres acteurs, puis les valeurs moyennes de ces surplus par véhicule (puisque la taxe ou les permis touchent le véhicule), dans deux cas de figure :

- Le cas de la taxe : les surplus S_x gardent leur signification exposée ci-dessus.
- Le cas des permis : le prix du permis s'établit au même niveau que la taxe, fonction de l'élasticité moyenne supposée connue ; comme l'allocation initiale gratuite est inférieure à la quantité initialement consommée et égale à l'objectif de quantité moyenne, le surplus S_1 est identique à celui résultant de l'effet de la taxe ; le surplus S_2 représente les gains résultant de la vente de permis (affectés d'un signe négatif) ou les pertes résultant de l'achat de permis (affectés d'un signe positif). De ce fait le surplus des usagers $-(S_1+S_2)$ pourra éventuellement passer de perte en gain net avec les recettes de la vente des permis.

Elasticité moyenne -0,3

Localisation	élasticité réelle	kilométrage	Conso totale	l/100km	budget	delta conso	delta budget	part millions de veh.	part en %
Ville centre	-0,55	12918	979,6	7,58	5456,2	-181,7	486,7	7,2	27,4
Banlieue	-0,40	12869	977,1	7,59	5442,3	-131,8	853,5	7,3	28,0
périurbain	-0,10	14809	1085,5	7,33	6046,1	-36,6	1765,9	10,7	40,8
rural	-0,05	14035	988,0	7,04	5503,2	-16,7	1731,4	1,0	3,7
moyenne	-0,3	13718,5	1022,5	7,5	5695,1	-102,25	1158,6	26,2	100,0

Prix moyen 1997	5,57
dont taxe	4,30
taxe ou prix du permis	1,88
Prix initial+taxe	7,45
Allocation permis (l)	920,20

variation de surplus avec taxe au litre

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	171	1498	781	231	0	-11967	5144	-1654	-8478	-1669	717	-231	-1182
Banlieue	124	1587	567	167	0	-12543	7483	-1227	-6287	-1711	1021	-167	-858
périurbain	34	1970	157	46	0	-21425	19375	-497	-2547	-2004	1812	-46	-238
rural	16	1824	72	21	0	-1803	1718	-21	-106	-1840	1753	-21	-108
						-47738	33719	-3398	-17417	-1806	5303	-116	-597

variation de surplus avec permis 920,20

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	171	-230	781	231	-1647	424	-7247	-1654	-8478	59	-1011	-231	-1182
Banlieue	124	-141	567	167	-1031	124	-5184	-1227	-6287	17	-707	-167	-858
périurbain	34	242	157	46	2583	-2951	901	-497	-2547	-276	84	-46	-238
rural	16	96	72	21	94	-109	24	-21	-106	-112	24	-21	-108
					0	-2513	-11506	-3398	-17417	-78	-1609	-116	-597

Elasticité moyenne -0,5

Localisation	élasticité réelle	kilométrage	Conso totale	l/100km	budget	delta conso	delta budget	part millions de veh.	part en %
Ville centre	-0,8	12918	979,6	7,58	5456,2	-154,3	45,6	7,2	27,4
Banlieue	-0,6	12869	977,1	7,59	5442,3	-115,4	302,0	7,3	28,0
périurbain	-0,3	14809	1085,5	7,33	6046,1	-64,1	763,0	10,7	40,8
rural	-0,2	14035	988,0	7,04	5503,2	-38,9	824,1	1,0	3,7
moyenne	-0,5	13718,5	1022,5	7,5	5695,1	-102,25	439,6	26,2	100,0

Prix moyen 1997	5,57
dont taxe	4,3
taxe ou prix du permis	1,09665
Prix initial+taxe	6,66665
Allocation permis (l)	920,20

variation de surplus avec taxe au litre

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	85	905	663	196	0	-7096	1732	-1405	-6768	-990	242	-196	-944
Banlieue	63	945	496	147	0	-7390	3288	-1074	-5176	-1008	449	-147	-706
périurbain	35	1120	276	81	0	-12349	9027	-870	-4193	-1155	844	-81	-392
rural	21	1041	167	49	0	-1041	856	-48	-233	-1062	874	-49	-238
						-27876	14903	-3398	-16372	-1054	2408	-118	-570

variation de surplus avec permis 920,20

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	85	-104	663	196	-746	140	-5503	-1405	-6768	19	-768	-196	-944
Banlieue	63	-64	496	147	-471	7	-4109	-1074	-5176	1	-561	-147	-706
périurbain	35	111	276	81	1186	-1562	-1761	-870	-4193	-146	-165	-81	-392
rural	21	32	167	49	31	-52	-133	-48	-233	-53	-136	-49	-238
					0	-1467	-11506	-3398	-16372	-45	-1628	-118	-570

Elasticité moyenne -0,7

Localisation	élasticité réelle	kilométrage	Conso totale	l/100km	budget	delta conso	delta budget	part millions de veh.	part en %
Ville centre	-1	12918	979,6	7,58	5456,2	-140,0	-111,5	7,2	27,4
Banlieue	-0,85	12869	977,1	7,59	5442,3	-118,7	22,2	7,3	28,0
périurbain	-0,45	14809	1085,5	7,33	6046,1	-69,8	419,7	10,7	40,8
rural	-0,4	14035	988,0	7,04	5503,2	-56,5	427,0	1,0	3,7
moyenne	-0,7	13718,5	1022,5	7,5	5695,1	-102,25	163,1	26,2	100,0

Prix moyen 1997	5,57
dont taxes	4,3
taxe ou prix du permis	0,80
Prix initial+taxe	6,37
Allocation permis (l)	920,20

variation de surplus avec taxe au litre

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	56	668	602	178	0	-5192	476	-1275	-5991	-724	66	-178	-836
Banlieue	47	683	510	151	0	-5356	1268	-1105	-5193	-731	173	-151	-708
périurbain	28	809	300	89	0	-8941	5435	-948	-4454	-836	508	-89	-417
rural	22	742	243	72	0	-749	489	-70	-330	-764	499	-72	-337
						-20238	7667	-3398	-15969	-764	1246	-122	-574

variation de surplus avec permis 920,20

Localisation	S1 (F)	S2 (F)	S3 (F)	S4 (F)	échanges de permis (millions)	ensemble des automobilistes				par véhicule			
						usagers (MF)	Etat (MF)	Autres (MF)	total (MF)	usager (F)	Etat (F)	autres (F)	total (F)
Ville centre	56	-64	602	178	-460	61	-4777	-1275	-5991	8	-666	-178	-836
Banlieue	47	-49	510	151	-361	14	-4102	-1105	-5193	2	-560	-151	-708
périurbain	28	76	300	89	812	-1110	-2397	-948	-4454	-104	-224	-89	-417
rural	22	9	243	72	9	-31	-229	-70	-330	-31	-234	-72	-337
					0	-1065	-11506	-3398	-15969	-31	-1684	-122	-574

Une première comparaison peut être faite du point de vue global entre taxe et permis, sans distinguer selon les types de localisation résidentielle.

Pour chaque valeur d'élasticité moyenne, les surplus totaux et « autres » (S_4) sont identiques par construction, que l'on considère la taxe ou les permis. La différence essentielle entre ces deux systèmes réside dans les transferts entre les automobilistes et l'Etat.

Pour une élasticité de $-0,3$, hypothèse d'adaptation la plus défavorable, dans le cas de la taxe, les automobilistes perdent globalement près de 48 GF et l'Etat gagne près de 34 GF. Pour une élasticité de $-0,5$ ces valeurs sont respectivement de 28 GF et 15 GF, pour une élasticité de $-0,7$, respectivement de 20 GF et 8 GF¹. Pour chacune de ces trois valeurs d'élasticité, la ponction fiscale annuelle supplémentaire par véhicule serait respectivement de 1.800 F, 1.000 F et un peu moins de 800 F.

Dans le cas des permis ces transferts sont fortement réduits du fait de l'allocation initiale gratuite des permis. Pour chacune des trois valeurs d'élasticité (de $-0,3$ à $-0,7$) le groupe des automobilistes perdrait respectivement 2,5 GF, 1,5 GF et 1 GF, valeurs sans commune mesure avec les précédentes. Pour chacune de ces trois valeurs d'élasticité, la perte annuelle par véhicule serait respectivement de 78 F, 45 F et 31 F.

Le retournement de situation est pour l'Etat car dans les trois cas il *perd* plus de 11 GF de recettes fiscales. Ceci découle de la perte S_3 , résultant de la réduction des quantités consommées, non compensée par une taxe supplémentaire qui n'existe plus puisque la redistribution s'opère entre automobilistes par le jeu des échanges de permis.

Une deuxième comparaison peut ensuite être faite en observant ce qui se passe pour les différentes catégories de ménages selon leurs localisations. En moyenne, avec la taxe, les ponctions fiscales par véhicule diffèrent de deux à trois cents francs par an dans le cas le plus défavorable (élasticité de $-0,3$) et de quelques dizaines de francs dans les autres cas.

Dans le cas des permis les choses sont bien sûr différentes. Compte tenu des hypothèses que nous avons faites sur les élasticités des différentes catégories de ménages et sur l'élasticité moyenne globale, les échanges de permis sont plus ou moins importants.

Dans le cas le plus défavorable d'adaptation (élasticité de $-0,3$), il s'échangerait près de 2,6 milliards de permis (à comparer aux 26 milliards de litres consommés). Les ménages résidant en ville-centre ou en banlieue seraient en moyenne vendeurs. Ce gain monétaire viendrait compenser la perte (non forcément monétaire) due à la réduction de leur consommation, soit un gain net mais faible par véhicule (respectivement 59 F et 17 F sur l'année). Les habitants du périurbain seraient en moyenne les plus gros acheteurs et il en résulterait pour eux une perte nette de 276 F par véhicule sur l'année.

Pour une élasticité de $-0,5$, il s'échangerait un peu plus de 1 milliard de permis. Les ménages résidant en ville-centre ou en banlieue seraient là encore vendeurs. Ce gain monétaire viendrait tout juste compenser la perte due à la réduction de leur consommation. Les plus gros acheteurs seraient là encore les habitants du périurbain et il en résulterait pour eux une perte nette de 146 F par véhicule sur l'année, près du triple de celle des habitants du rural (53 F).

Enfin pour une élasticité de $-0,7$, il s'échangerait un peu plus de 800 millions de permis. Les ménages résidant en ville-centre ou en banlieue seraient aussi vendeurs. Ce gain monétaire viendrait tout juste compenser la perte due à la réduction de leur consommation. Les plus gros

¹ Pour mémoire le total de la fiscalité sur les carburants a représenté environ 200 GF en 1998 dont 155 GF pour le seule TIPP.

acheteurs seraient là encore les habitants du périurbain et il en résulterait pour eux une perte nette de 146 F par véhicule sur l'année, près du triple de celle des habitants du rural (53 F).

Bien entendu ces résultats quantitatifs ne sont à considérer que comme indicateurs d'une possible répartition des surplus :

- Un premier élément de débat porte sur l'alternative taxe / permis et est illustré par l'ampleur de la ponction fiscale dans le cas de la taxe, et, dans le cas des permis, la perte fiscale nette pour l'Etat (qui cependant ne représente que 5% de ses recettes fiscales actuelles provenant de la consommation de carburant).
- Le deuxième élément du débat porte sur la répartition des surplus entre ménages selon leurs localisations. Les chiffres peuvent être bien sûr contestés car reposant sur des valeurs hypothétiques d'élasticités selon le type de localisation, valeurs non validées empiriquement au contraire des valeurs moyennes globales. Dans le cas de la taxe ces différentes valeurs n'apportent que peu de variations à une ponction fiscale déjà importante. Par contre, dans le cas des permis, cette ponction disparaît et ces valeurs d'élasticités permettent d'inférer des indications sur un fonctionnement possible du marché des permis et son bilan en termes de surplus. Selon l'ampleur des échanges et avec une redevance de 0,01 F par échange de permis, les coûts administratifs de fonctionnement seraient couverts par des montants respectifs de 26 MF, 10 MF et 8 MF par an.

4.2.2 *Vérification qualitative*

Ce système de permis doit être confronté la liste de contrôle élaborée en section 2.3 (page 18).

Critère 1 : moindre coût

C'est peut-être le critère le plus problématique. La mise en œuvre du système de permis engendre un surcoût administratif par rapport à la simple augmentation des taxes existantes. Nous avons déjà argumenté sur l'incertitude sur le niveau réel d'efficacité de la taxe pour atteindre le but quantitatif recherché, la faible contrôlabilité du prix effectif final et l'acceptabilité questionnée d'une taxe supplémentaire sur un produit déjà fortement taxé. Dans ce contexte d'incertitude qui fait douter de la garantie du résultat, le système de permis est jugé plus efficace pour atteindre le but quantitatif recherché. Il représente l'alternative la moins coûteuse à l'autre système garantissant le résultat, à savoir la norme uniforme.

Critère 2 : simplicité, clarté, mesurabilité, vérifiabilité.

L'unité d'échange est le permis attaché à chaque litre de carburant consommé. Les quantités consommées ou échangées sont vérifiées en même temps que les actes d'achat de carburant. Tous les consommateurs de carburants peuvent participer au marché (cf. infra pour la prise en compte des véhicules utilitaires).

Critère 3 : possibilité pour les participants de payer le prix prévisible du permis

Ce prix est borné par le haut par le montant de la taxe. Les calculs que nous avons effectués montrent que les sommes en jeu restent modérées (maximum 276 F de perte nette sur l'année pour les périurbains dans une hypothèse de faible élasticité).

Critère 4 : existence d'un nombre suffisant de participants

Ce sont les possesseurs des 26 millions de voitures particulières.

Critère 5 : coûts marginaux de dépollution suffisamment différents

Cette variabilité des coûts marginaux de dépollution est garantie par l'étendue du marché sur une grande variété de contextes d'adaptation entre urbain, périurbain et rural.

Critère 6 : coûts de transaction limités

Le système proposé permet de limiter les coûts administratifs parce qu'il s'intègre à des systèmes de transaction électronique existant. La centralisation de la bourse réduit également les coûts de transaction.

Critère 7 : crédibilité du suivi, des vérifications et des sanctions

Le suivi est simple car limité à des actes d'achat de carburants (pas de mesures compliquées des émissions réelles).

L'existence des bornes (t et éventuellement r) et la possibilité d'échanger les permis décourage le marché noir, à condition que le prix du marché reflète bien les conditions de l'offre et la demande, ce qui devrait être garanti si les échanges se font librement sur le marché : les risques de distorsions locales seront réduits si les coûts de transaction le sont également, car l'acheteur n'a pas intérêt à acheter au-dessus du prix du marché et le vendeur n'a pas intérêt à vendre à un prix plus faible que le prix du marché.

Critère 8 : certitude quant aux mécanismes d'allocation et validité dans le futur

Comme nous l'avons déjà énoncé, la durée de validité des permis est illimitée. Toutefois se pose la question de l'évolution des allocations gratuites qui sont effectuées chaque année : le protocole de Kyoto ne constitue qu'une première étape vers des objectifs de réduction des émissions plus drastiques. Etant donné que les comportements de mobilité de court terme sont en grande partie conditionnés par des choix de localisation - notamment résidentielle - à plus long terme (10 ans et plus), l'autorité régulatrice devra annoncer et réévaluer régulièrement l'évolution prévue des allocations de permis sur un horizon glissant de l'ordre de la dizaine d'années.

Critère 9 : prise en compte de l'équité

L'allocation initiale gratuite évite de faire peser une charge trop lourde sur les consommateurs, particulièrement les plus démunis, et ceux dont la situation géographique impose une importante mobilité motorisée (ruraux). Le système sanctionne en même temps lourdement les plus gros consommateurs.

4.3 Extension au cas des usagers professionnels

A priori un système similaire de permis, sinon le même, pourrait s'appliquer aussi aux véhicules à usage professionnel. La question qui reste posée est celle de l'allocation initiale des permis qui n'a a priori pas la même signification vu l'intensité d'utilisation de ces véhicules. En outre, deux différences essentielles marquent la situation de ces usagers : (a) la capacité à répercuter les effets-prix en aval dans la chaîne de production-consommation (au contraire du ménage consommateur final) ; (b) le degré de concurrence internationale, qui implique une harmonisation si l'on veut éviter une concurrence par les allocations différentes selon les pays (Godard, 1997).

4.3.1 Le cas des véhicules légers de société et des usages professionnels intensifs

Ces usages professionnels regroupent les voyageurs de commerce, les trajets d'affaire, les artisans. Ces activités économiques sont toutes dans la capacité de répercuter l'effet-prix des permis sur leurs clients. C'est pourquoi il ne serait pas inconcevable de supprimer toute allocation gratuite. Les marchés concernés étant essentiellement locaux, la question de la concurrence internationale qui pourrait jouer par l'allocation différente des permis selon les pays ne se pose pas vraiment.

Comme l'approvisionnement de ces véhicules professionnels est identique à celui des véhicules particuliers des ménages, l'absence d'allocation gratuite pour les premiers pourrait engendrer des phénomènes complexes de passage d'un statut à l'autre ou de marché noir pour les allocations gratuites. Pour éviter cela il suffirait d'appliquer à ces usagers la même allocation initiale gratuite qu'aux véhicules particuliers des ménages.

Des considérations de développement économique peuvent amener à rechercher un allègement du fardeau pour ces usagers. Cela est possible avec une allocation gratuite plus élevée, qui serait alors attribuée aux véhicules de société. Le montant élevé de la vignette acquittée par les sociétés possédant ces véhicules² découragerait les incitations pour les sociétés à faire bénéficier indirectement leurs salariés d'allocations de permis élevées pour leurs usages privés.

4.3.2 Le cas des véhicules utilitaires routiers de transport de marchandises et de transports collectifs

Là encore un système de permis similaire pourrait être appliqué. Cependant la concurrence internationale entre transporteurs joue un rôle important et régule de fait le prix du transport : c'est une réalité pour le transport routier de marchandises depuis une vingtaine d'années (1986 est l'année de l'entrée de l'Espagne dans le Marché Commun), c'est plus récent pour les transports collectifs routiers de voyageurs dont la libéralisation est très récente (1998-1999). Cela implique qu'un tel système de permis ne pourrait être appliqué qu'à l'échelle de l'Union Européenne. Ce souci d'harmonisation et d'éviter une discrimination entre les acteurs économiques des pays membres est largement présent dans la réflexion que vient d'engager la Commission Européenne dans son livre vert (CE, 2000).

Le système que nous avons décrit pourrait exister à l'échelle européenne. La question de l'allocation initiale des droits devrait être traitée de manière unique : grandfathering, normes, enchères.

Un tel système pourrait cohabiter avec des marchés domestiques réservés aux véhicules particuliers des ménages : en effet il est aisé de segmenter les marchés en intégrant le système des permis pour les utilitaires au système actuel de transaction par cartes qu'ils utilisent déjà largement pour leurs achats de carburants auprès des chaînes de distribution.

Toutefois on ne doit pas ignorer les difficultés politiques d'introduction de taxes ou permis dans le secteur du transport routier de marchandises en France, au vu de l'état de faiblesse économique de nombre d'entreprises du secteur.

² En 1998 elle s'établissait à 6.800 FF pour les véhicules jusqu'à 7cv fiscaux et 14.800 FF au-delà.

5 Conclusion

Nous avons passé en revue les caractéristiques des systèmes de permis d'émissions négociables, pointé les principaux problèmes posés par leur mise en œuvre et énoncé les critères de succès d'application.

La discussion sur leur application possible dans le secteur des transports a abouti à la conclusion qu'il fallait tenter de préserver l'efficacité intrinsèque des systèmes de permis, à savoir leur décentralisation. La création de points d'imposition intermédiaires que ce soit dans une filière institutionnelle territoriale (régions, départements, etc.) ou technique (raffineurs, distributeurs, etc.) pose beaucoup de problèmes administratifs. La capacité de la taxe à atteindre l'objectif quantitatif fixé dans le cadre du protocole de Kyoto est mise en doute.

C'est pourquoi nous avons exploré la mise en place d'un système de permis décentralisé au niveau des consommateurs finaux. Ce système a été décrit dans le détail dans le cas des véhicules particuliers des ménages. Des éléments quantitatifs d'évaluation des surplus ont été donnés et l'évaluation qualitative selon la liste de contrôle des critères de succès est positive. Son extension éventuelle au véhicules utilitaires a été également discutée. Ce dernier point reste toutefois à développer.

Il est à noter qu'un tel système de permis réduit considérablement le rôle des pouvoirs publics, comparativement à la taxe. Dans ce dernier cas les recettes fiscales déjà élevées sont encore accrues - avec à la clé un débat sur l'utilisation de cette manne -, tandis que dans le premier cas ces recettes décroissent (de 5% seulement) et ce rôle est réduit à celui d'un simple régulateur.

Comme il n'y a pas de manne fiscale à utiliser, la question des mesures accompagnatrices pour favoriser l'adaptation ne se pose pas de manière spécifique. Cependant le fait de relever le coût du transport routier individuel aboutit à réduire la pression du trafic sur les infrastructures. Le besoin de nouvelles routes ou de leur entretien se fait moins pressant et une part plus grande des fonds publics qui allaient à la route peuvent être utilisés pour d'autres modes ou d'autres actions facilitant le changement des comportements de déplacements.

6 Annexes

6.1 Notes bibliographiques

6.1.1 Sur les marchés de permis en général

📖 HAHN R., HESTER G. « Marketable permits : lessons for theory and practice » *Ecology Law Quarterly*, 1989, vol.16(2), p 361-406.

Un des principes de la théorie de l'organisation industrielle est que l'allocation et la définition des droits de propriété peut avoir des implications importantes pour la performance du marché. Les systèmes de protection environnementale pourraient être conçus plus efficacement si le gouvernement voulait bien définir un système de droits de propriété négociables (au lieu de l'approche réglementaire classique imposant des limites fixes d'émissions aux sources individuelles, approche dite 'command and control'). Ce papier passe en revue et analyse la performance de trois programmes de permis négociables, notamment sous l'angle de leur contexte politique et institutionnel.

L'application d'un système de permis négociables nécessite plusieurs étapes :

- un niveau cible de qualité environnementale,
- d'où un total d'émissions pouvant être allouées,
- les permis (droits de propriété limités) sont alloués aux firmes, chaque permis permet à son propriétaire d'émettre un niveau spécifié de pollution,
- les firmes sont autorisées à commercer les permis entre elles.

Sous l'hypothèse que les firmes minimisent leurs coûts totaux de production et que le marché pour ces permis environnementaux est concurrentiel, on montre que le coût global pour atteindre la norme environnementale sera minimisé (Montgomery, 1972).

Quelques questions centrales sur le fonctionnement du marché :

- la capacité de certaines firmes à exercer un pouvoir de marché, notamment en empêchant l'entrée sur le marché d'autres firmes
- les coûts de transaction élevés.

Le programme d'échanges d'émissions de l'EPA :

Il a pour but de fournir une plus grande flexibilité aux firmes pour satisfaire les exigences de la loi sur l'air. C'est la première tentative aux USA d'utilisation des mécanismes de marché dans la réglementation environnementale. 247 zones pour le contrôle de la qualité de l'air ont été définies aux USA. Les sources sont considérées comme existantes (inventaire au milieu des années 70), nouvelles ou modifiées. Quatre mécanismes distincts :

- compensations internes à une zone ('offsets') : Ce mécanisme ne concerne que les sources nouvelles ou modifiées dans les zones hors limites ('non attainment'). Cette règle a été introduite en 1976 pour éviter des coûts d'adaptation trop élevés aux limites initialement fixées en 1975. Les sources concernées doivent, pour compenser

leurs propres émissions, obtenir des crédits d'émission de sources dans la même zone. Les échanges peuvent être internes ou externes à la firme et sont contrôlés par l'état.

- compensations internes à une usine ('netting') : Ce mécanisme ne concerne que les sources modifiées quelque soit la zone. Une augmentation des émissions est permise si une réduction d'une autre source dans la même usine équilibre cette augmentation. Il peut y avoir une légère augmentation nette car le seuil de réglementation est non nul.
- bulles ('bubbles') : Ce mécanisme (1979) ne concerne que les sources existantes quelque soit la zone. Une bulle imaginaire est placée sur une usine multi-source et les réductions d'émission peuvent être ajustées à l'intérieur de la bulle sous réserve que le niveau agrégé n'est pas dépassé.
- mise en dépôt ('banking') : Ce mécanisme (1979) ne concerne que les sources existantes quelque soit la zone. Les firmes peuvent épargner les crédits d'émission pour une utilisation future.

En outre les limites d'émission varient selon les sources (existantes, modifiées ou nouvelles). Les sources nouvelles et modifiées sont soumises aux limites les plus strictes mais seules les modifiées peuvent utiliser l'échange de permis. Les sources existantes ont la plus grande flexibilité pour utiliser l'échange des permis mais sont soumises aux limites les moins strictes.

Le bilan est mitigé. Les firmes ont profité de la souplesse du programme pour économiser des milliards de dollars sans affecter significativement la qualité environnementale. Cependant ces économies ont été réalisées presque entièrement par échange interne aux firmes.

Les coûts de transaction peuvent s'élever du fait de l'information requise pour déterminer les quantités de crédits d'émission que les vendeurs sont habilités à négocier et que les acheteurs doivent acquérir. Ces calculs sont effectués sur la base des technologies installées par les firmes pour satisfaire les normes. Pour l'acheteur et le vendeur les coûts d'acquisition de cette information peuvent être évités en choisissant de ne pas s'engager dans le commerce de permis.

S'y ajoute l'incertitude sur le futur des permis.

Les permis sur le plomb :

Il s'agit du plomb additif dans l'essence. Les échanges ont été institués en 1982 en même temps qu'étaient instituées de nouvelles limites sur le contenu en plomb du carburant. Les droits au plomb sont calculés par différence entre la quantité d'additif réelle et la norme autorisée. Les échanges de droits peuvent être internes ou externes. En 1985 a été institué l'épargne ('banking'). Avant cela les droits au plomb non utilisés ou vendus expiraient à la fin de chaque trimestre. Les échanges et le banking étaient autorisés jusque fin 1987 (fin du programme).

En principe un programme d'échange ne nécessite pas d'information sur les émissions des sources individuelles au-delà de ce qui est requis pour la réglementation classique. Si l'information est de qualité alors la détermination des droits, des firmes autorisées et de l'usage cohérent de ces droits est facile. Dans le cas contraire le respect des normes sera difficile que l'échange soit autorisé ou non.

Le succès du programme peut aussi s'expliquer par le nombre limité de restrictions à l'échange et au banking, le marché est resté vigoureux. Les demandes administratives étaient réduites au minimum (simple déclaration des échanges et suivi des achats d'additifs). Mais ces facteurs ne suffisent pas à expliquer le succès. Il faut ajouter le fait que les raffineurs avaient l'habitude de travailler ensemble.

Les droits sur la pollution de l'eau sur la Fox River :

Ce programme d'échange de droits a été lancé en 1981. Un seul échange a eu lieu. Les restrictions à l'échange sont importantes :

- les acheteurs de droits doivent prouver leur besoin ;
- les droits sont limités selon les termes du permis du vendeur (5 ans maximum) ;
- les échanges doivent être approuvés par l'administration.

Les droits sur la pollution de l'eau sur le Dillon Reservoir :

Ce programme d'échange de droits a été lancé en 1984 et concerne le phosphore. L'allocation des droits se fait sur une base annuelle. Pour accroître ses droits une source ponctuelle (i.e. station de traitement des eaux, stations de ski, etc.) doit acquérir des droits sur les sources non ponctuelles ('non-point', i.e. fosses septiques, périphéries urbaines, etc.) en diminuant leurs rejets. Le ratio est de 2:1 (c'est-à-dire 2 droits de rejets doivent être acquis pour un crédit de 1) : c'est une manière de couvrir l'incertitude quant aux rejets effectifs des sources non ponctuelles. Le programme n'imposait que peu de restrictions aux échanges. Aucun échange n'a eu lieu mais il est hautement vraisemblable qu'il y en aura. La croissance future des rejets des sources ponctuelles sera possible seulement par acquisition de droits auprès des sources non ponctuelles.

Le bilan :

Il n'est pas suffisant de se focaliser sur les économies de coûts et les allocations de droits de propriété. Les restrictions réglementaires sur les échanges et les coûts de transaction découlant des exigences administratives affectent aussi la performance de tels programmes.

Le programme d'échanges d'émissions a été le plus controversé. L'industrie a tièdement supporté le programme, à cause des incertitudes sur les changements de politiques et les procès en justice. Les environnementalistes s'y sont opposés vigoureusement : ils pensent qu'il s'agit d'échappatoires offertes aux firmes et que la qualité environnementale est un droit qui appartient au public, qui ne doit pas être monnayé sous forme de droits à polluer par les entreprises : notamment il n'y a pas de raison que les droits inutilisés soient vendus. En guise de compromis les régulateurs ont abouti à un système de restrictions à l'échange et d'exigences administratives rendant les transactions plus difficiles.

Comme le montrent les exemples du plomb et du Dillon Reservoir, il faut répondre au souci des environnementalistes que la vente des droits inutilisés pourrait aboutir à l'échec quant à la satisfaction des normes actuelles pour la qualité environnementale.

Le contexte réglementaire existant fait que les changements se font de manière incrémentale. Le système de permis s'appuie sur l'existant. Les systèmes réglementaires déjà complexes se prêtent peu à l'introduction de permis négociables.

Quand l'accord se fait sur la distribution des droits, les conflits ultérieurs sont minimisés.

📖 STAVINS R. « Transaction costs and tradeable permits », *Journal of Environmental Economics and Management*, 1995, vol. 29, p 133-148.

Ce papier prend le contre-pied des approches les plus répandues qui consistent à minimiser les coûts associés aux systèmes de permis négociables. Les coûts de transaction des marchés peuvent significativement réduire les échanges et accroître les coûts de réduction des émissions. Il montre également qu'en présence de ces coûts de transaction l'allocation initiale des droits a une incidence sur l'équilibre final et les coûts totaux de réduction des émissions, justifiant l'intérêt des politiques à la question de ces allocations initiales.

Trois sources de coûts de transaction :

- recherche et information (des options offertes aux firmes, de partenaires pour l'échange, etc.)
- négociation et décision (consultation d'intermédiaires, durée de négociation, aspects juridiques, assurances)
- suivi et respect des règles (en principe supportés par l'autorité publique).

Rappel résumé du système de permis négociables : un programme « coût-efficace » de réduction des émissions est celui qui réduit les émissions agrégées à un coût total minimum. Si les fonctions de réduction sont convexes sur leurs intervalles de valeurs pertinents, alors les conditions nécessaires et suffisantes pour la minimisation du coût sont que le coût marginal de réduction soit le même entre toutes les sources qui effectuent un niveau positif de réduction. La mise en place d'une norme non-uniforme spécifique à chaque source demande une information détaillée sur les coûts auxquels chaque source doit faire face, extrêmement coûteuse à obtenir par l'autorité. Si l'on considère un système dans lequel l'autorité responsable alloue des permis à chaque firme. Ces dernières sont libres d'échanger les permis entre elles et peuvent satisfaire aux normes en réduisant leurs émissions ou en détenant des permis pour leurs émissions résiduelles. Sous ces conditions le système de permis permet d'atteindre l'allocation « coût-efficace » des réductions d'émissions entre les sources mais sans le besoin pour l'autorité d'acquérir l'information sur les coûts de réduction. L'allocation finale d'équilibre de la charge des réductions sera la même pour toute allocation initiale des permis.

Un modèle d'échange des permis avec coûts de transaction est construit. Les gains de l'échange bénéficiant aux deux parties au marché (acheteurs et vendeurs) diminuent en fonction des coûts de transaction et la charge est distribuée selon les élasticités relatives des fonctions de coûts de réduction (la charge sera plus lourde sur les réductions à plus fort coût). De plus si l'allocation initiale diffère de l'allocation d'équilibre en l'absence de coûts de transaction, les dépenses de réduction sont supérieures à la solution minimisant le coût : les coûts de transaction réduisent le bien-être à la fois en absorbant des ressources directement et en supprimant des échanges qui autrement auraient été mutuellement bénéfiques.

Enfin, en présence de coûts de transaction, l'allocation initiale a une influence sur l'équilibre final :

- si les coûts marginaux de transaction sont constants, on retrouve la conclusion classique (pas d'influence de l'allocation initiale) ;
- s'ils sont croissants : si on accroît l'allocation initiale d'une source, alors son niveau de réduction à l'équilibre diminuera et les coûts totaux de réduction seront augmentés ;
- s'ils sont décroissants (ex remise sur quantités offertes par les intermédiaires) : si on accroît l'allocation initiale d'une source par rapport à l'allocation d'équilibre, on aboutit à un résultat après échange plus proche de l'allocation d'équilibre (il y a des économies d'échelle dans l'échange donc incitation).

Donc l'allocation initiale des droits pose problème non seulement en termes d'équité mais aussi d'efficacité.

Implications pour la politique publique :

Un système d'échanges sans échange est vraisemblablement moins coûteux que des normes technologiques (parce que le système d'échange apporte la souplesse aux firmes pour choisir leurs moyens de réduction) et pas plus coûteux qu'une norme de réduction uniforme. Mais

dans certains cas le système d'échanges peut être plus coûteux que la norme uniforme. Seule une analyse au cas par cas permet de trancher, il n'y a pas de panacée.

Les coûts de transaction réduisent les échanges et augmentent les coûts totaux de réduction. Comment améliorer cela ? Une augmentation du nombre de partenaires potentiels peut réduire les coûts de transaction (échanges plus fréquents, plus d'information générée, moins d'incertitude). Si on y ajoute les questions de concentration de marché et de comportements stratégiques, moins de confiance dans les systèmes à marchés étroits.

Dans le parallèle entre permis et taxes (qui impliquent aussi des frais administratifs), là aussi seule une analyse au cas par cas permet de trancher.

L'avantage des systèmes de permis est que l'autorité n'a pas besoin d'information détaillée sur les coûts de réduction. Mais en présence de coûts de transaction non constants, pour avoir un fonctionnement efficace du marché, la distribution initiale des permis doit être telle que la somme des coûts de réduction et de transaction soit minimale, c'est-à-dire la solution en l'absence de coûts de transaction, ce qui nécessite de connaître les coûts de réduction. Bref à moins que les coûts de transaction soient prohibitifs les permis ont l'avantage sur les normes ou les taxes, mais cet avantage est réduit par les coûts de transaction.

Il existe différents niveaux de sophistication dans la cible visée qui s'approchent au plus de l'idéal théorique mais qui rendent plus complexes les systèmes et les coûts de transaction plus élevés :

- les inputs dans le processus de production (ex le plomb dans l'essence ou le carbone dans le carburant fossile)
- les émissions
- la concentration dans l'air ambiant
- l'exposition
- le risque

Le gouvernement peut réduire les coûts de transaction en évitant les règlements qui empêchent les échanges, et en tenant activement le rôle d'intermédiaire pour réduire les coûts de recherche d'information et d'incertitude. Les intermédiaires privés peuvent aussi par leur activité réduire ces coûts.

Un programme rendu politiquement viable par une allocation initiale adéquate peut être extrêmement coûteux.

Message général : « le diable est dans les détails ».

📖 DALES J. « Land, water and ownership », *Canadian Journal of Economics*, nov 1968, vol.1, p797-804.

Dales souligne la difficulté pour les pouvoirs publics de réguler les externalités par les prix, du fait de l'incomplétude des informations, de la combinaison des problèmes d'externalités, de bien public et de pic de pollution.

Dans ce cadre, la théorie de la rente ricardienne semble pertinente, si l'on admet que la rente porte sur la qualité du bien, et non sur les quantités offertes (notion de bien mixte : comparaison rente des terres fertiles/absence de rente sur la qualité de l'eau).

L'eau pose le problème de la quantité d'une manière différente, puisque que l'on ne peut définir clairement un espace ou une quantité d'eau se caractérisant par une qualité donnée.

Dans ces conditions, peut-on définir des droits de propriété, et donc dégager une rente relative à l'usage des ressources en eau ?

Dales rappelle la théorie coasienne, montrant que la notion de propriété relève davantage du droit d'usage que de la ressource elle-même. C'est en créant un marché des droits d'usage d'une ressource que l'on va réguler les externalités, la valeur des droits sur le marché révélant la valeur de l'externalité.

Lorsque la ressource est un bien public (donc divisible), les effets externes sont réciproques, puisque la ressource supporte différents types de service dont la qualité est affectée par la présence des autres usagers.

Il n'y a donc pas d'optimum économique permettant de choisir entre les différents usages, on ne peut évaluer les coûts et avantages de chacun des usages et de leurs externalités. Il ne s'agit pas d'une décision économique mais d'une décision politique. Le marché de droits, en tant qu'outil économique de régulation, permet simplement de minimiser le coût d'application de cette décision.

📖 MONTGOMERY W.D. [1972] « Markets in licenses and efficient pollution control programs », *Journal of Economic Theory*, vol 5 n°3.

L'article de Montgomery montre de façon formelle qu'un marché de droits à polluer, s'il ne peut prétendre à l'optimalité en raison des caractéristiques de bien collectif des biens environnementaux (les externalités apparaissent entre usagers d'une même ressource), permet de minimiser les coûts de réduction de la pollution pour un objectif donné par ailleurs.

Il distingue permis d'émission et permis à polluer.

Le permis de polluer permet de s'affranchir des problèmes de « points noirs » puisque les permis portent sur la pollution mesurée à certains endroits, et non sur les quantités émises. On constate également que l'allocation initiale des permis n'influence pas le résultat du point de vue de l'efficacité économique, conformément au théorème de Coase. Ils ne fonctionnent néanmoins que si les concentrations de polluants sont des fonctions linéaires des émissions. De plus, il faut créer autant de marché de droits qu'il y a de points de contrôle, ce qui génère des coûts administratifs importants.

Les permis d'émission présentent un intérêt non négligeable dans la mesure où les coûts de leur mise en œuvre sont inférieurs à ceux du marché de permis à polluer, et qu'il est impossible de mettre en œuvre une taxe optimale compte tenu de l'incomplétude des informations. Bien qu'a priori moins efficace qu'un marché de permis à polluer, le marché de permis d'émission peut s'en approcher ou l'égaliser si les permis sont définis géographiquement.

📖 ATKINSON S.E., TIETENBERG T.H., « The empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permit markets », *Journal of environmental economics and management*, June 1982, vol9(2), p101-121.

Ni les permis d'émission, ni les permis à polluer ne sont parfaitement optimaux.

Les permis à polluer se heurtent à des coûts administratifs (un marché pour chaque zone de contrôle et chaque polluant) et à leur inefficacité à contrôler le montant global des émissions. Les permis d'émission induisent des coûts de dépollution trop importants pour les firmes

éloignées des points de contrôle, alors que le transfert des permis d'une zone peu polluée à une zone très polluée peut créer des « points noirs » où la pollution dépasse les normes fixées.

Quel est le bon compromis ?

Les auteurs tentent de répondre à cette question en testant différentes solutions à partir d'un modèle. Ils distinguent deux types de coûts : les coûts de dépollution et les coûts d'acquisition des permis. D'après les résultats du modèle :

- Les permis sont toujours plus efficace que la réglementation pure.
- Les systèmes de permis à polluer sont très efficace lorsqu'il s'agit de polluants ne touchant que les alentours de la zone d'émission. Si le polluant tend à sortir de la zone contrôlée, de tels systèmes sont moins efficaces.
- Un marché des permis à polluer minimise les coûts de dépollution, mais un système identique avec un marché unique des permis basé sur les normes de la zone la plus polluée permet d'obtenir un niveau général de pollution satisfaisant, sans « point noir » pour un coût à peine supérieur.
- Le marché de permis d'émission par zone, qui autorise seulement les échanges intra-zones, mais avec des zones plus étendues, permet des économies considérables par rapport à la réglementation pure (élargissement de la logique de « bulle »).
- Réduire la taille des zones d'échange des marchés de permis d'émission réduit les coûts de dépollution des firmes, mais ne permet pas d'empêcher l'apparition de points noirs.
- Quel que soit le type de marché, les dépenses d'achat de permis représentent plus de 50% des coûts si la norme de pollution est faible, cette part diminuant lorsque la norme est plus sévère.
- Dans ces conditions, la part des coûts de dépollution devient plus importante, ce qui réduit d'autant le problème lié à l'allocation initiale des permis.
- La réduction des quantités de pollution autorisées n'entraîne pas une augmentation proportionnelle des prix des permis.

📖 TIETENBERG T.H. « Tradeable permits for pollution control when emission location matters : what we have learned ? » *Environmental and resources economics*, 1995, vol5(2), p 95-113.

L'auteur distingue trois types d'instruments de contrôle de la pollution, propres à satisfaire les critères d'un optimum de second rang dans un contexte d'incomplétude de l'information :

- les permis d'émission;
- les permis à polluer (permis de zone);
- une fois le marché de permis en place, les actions sur les échanges (proscription, ratios, etc.).

L'auteur montre qu'avec un système de permis à polluer dans lequel les échanges sont contrôlés de telle manière qu'ils ne puissent provoquer d'accroissement global des quantités émises, soit par une interdiction des échanges entre certaines zones, soit par des ratios d'échange entre permis des différentes zones. La première solution semble préférable, car les ratios d'échange ont des effets ambigus et nuisent à l'efficacité globale du système.

L'expérience montre que l'on peut adapter les outils économiques et dégager de substantiels surplus compte tenu de l'incomplétude de l'information.

📖 FOSTER V., HAHN R., « Designing more efficient markets : lessons from Los Angeles Smog Control », *Journal of Law and Economics* », avril 1995, vol.38, p19-48.

Quatre types de procédures ont été mises en œuvre pour minimiser le coût des normes de qualité de l'air : les échanges internes à une usine (netting), les échanges externes permettant l'installation de nouvelles sources sans accroissement de la pollution globale (offset), les échanges externes entre firmes (bubble), et la thésaurisation des permis (banking).

L'expérience du contrôle de la pollution de l'air à Los Angeles montre que l'ampleur des coûts de transactions dépasse la valeur de marché des permis, en raison de l'incertitude qui pèse sur les échanges, la durée des négociations, le partage des risques. Cela pèse particulièrement sur les échanges de faible ampleur, où sur des marchés où l'activité est faible.

Le banking réduit les coûts de recherche d'un acheteur ou d'un vendeur, ainsi que l'incertitude de l'échange.

En pratique, aucun prix d'équilibre n'émerge du marché de permis, en raison de la forte dispersion liée à la segmentation géographique du marché, à la décentralisation des négociations et aux conditions d'échange (partage des risques).

L'auteur souligne en conclusion le problème politique qui pèse sur les marchés de permis : les agences gouvernementales doivent soutenir ce type de démarche en créant les structures institutionnelles nécessaires à leur efficacité.

📖 HAHN R., NOLL R. « Barriers to implementing tradeable air pollution permits : problems of regulatory interactions » *Yale Journal on regulation*, 1983, vol.1, p 63-91.

Les auteurs étudient la faisabilité politique d'un marché des droits à polluer, sachant que le bon fonctionnement d'un marché dépend de son acceptation par les acteurs concernés. L'opposition des différents groupes d'intérêts (firmes, agences gouvernementales, opinion publique, consommateurs, écologistes, etc.) nuisent à la mise en œuvre de marchés efficaces.

Les agences gouvernementales et les pouvoirs locaux semblent engagés dans un processus de réduction des barrières administratives pour ce type d'action.

Néanmoins, de nombreux facteurs génèrent encore les réticences des industriels :

- normes de pollution imposées aux nouvelles sources (qui doivent égaler le standard des industries en place pour pouvoir s'installer;
- la richesse implicite créée par les permis;
- les incertitudes liées à l'épuisement des ressources en énergie fossile (accroissement des prix) et les incompatibilités entre la tarification de l'énergie et la réduction de la pollution;
- les entreprises du secteur de l'énergie sont dissuadés de participer aux marchés de permis en raison du contrôle des prix;

Les auteurs dégagent deux conclusions essentielles : d'une part, l'efficacité d'un marché de permis dépend des politiques de régulation préexistantes, et d'autre part les effets du marché de permis sur la répartition des richesses sont parfois très importants en regard du gain d'efficacité par rapport à la réglementation pure. Préserver le statu quo peut être mieux accepté qu'une redistribution a posteriori des gains du système (préférence pour la distribution gratuite des droits).

LYON R.M. « Auctions and alternative procedures for allocating pollution rights », *Land Economics*, 1982, vol 58 (1), p 16-32.

L'auteur s'interroge sur les différentes procédures d'allocation des droits, et distingue deux types de mise aux enchères et la distribution gratuite des permis.

Dans les procédures d'enchères, les prix proposés dépendent du coût marginal de dépollution des firmes. Les acheteurs ont une incitation forte à réduire le montant de leur offre par rapport à ce qu'ils seraient disposés à payer, ce qui réduit l'efficacité du marché puisque les prix sont soumis à des comportements stratégiques.

L'auteur propose un système de type « mécanisme de Groves » qui décourage ce type de comportement : l'acheteur de n permis les paye en fonction des n propositions d'achat rejetées les plus élevées. Sa propre proposition n'est donc pas prise en compte.

La modélisation de différents types d'allocation montre que le « mécanisme de Groves » favorise les acteurs ayant de forts coûts de dépollution, alors que la distribution gratuite favorise ceux qui ont les plus faibles coûts de dépollution (la première favorise les acheteurs, alors que la seconde favorise les vendeurs).

En conclusion, la distribution gratuite des permis permet de minimiser les coûts de dépollution par rapport aux procédures d'enchères, en raison de l'absence de charges financières liées à l'achat des permis. Les procédures d'enchère ne permettent pas de réduire substantiellement les coûts par rapport à la réglementation pure. Néanmoins, alors que dans un système de permis distribués gratuitement, la distribution initiale des permis peut être manipulée par les acteurs, de même que le prix de marché lors de l'échange, le « mécanisme de Groves » permet de résoudre le problème de distribution initiale et du prix, puisqu'il révèle les préférences des acteurs.

HAHN R. « market power and transferable property rights » *Quarterly Journal of Economics*, nov. 1984, 99(4), p 753-765.

L'auteur analyse les effets de la distribution initiale des droits sur l'efficacité de la régulation (sous l'hypothèse d'une distribution gratuite).

Il montre que même si une firme dispose d'une large part des permis en circulation, elle n'influence pas forcément l'équilibre du marché.

Si toutefois elle a un pouvoir de marché, c'est la quantité de permis excédentaires par rapport à ses besoins réels qui détermine l'équilibre du marché. Ainsi, certaines firmes sont susceptibles, dans un contexte donné, d'influencer les prix des permis sur le marché, et donc de réduire l'efficacité de la procédure.

Si dans la plupart des cas, c'est l'organisation et la conception même des institutions contrôlant le marché qui détermine le résultat, l'auteur suggère de s'intéresser aux cas dans lesquels le pouvoir de marché d'une firme peut influencer l'équilibre du marché des permis et compromettre son résultat. Il s'oppose en cela à Tietenberg, pour lequel le pouvoir de marché d'une firme n'est jamais suffisant pour influencer l'allocation des permis par le marché.

📖 TRIPP J.T.B., DUDEK D.J. « Institutional guidelines for designing successful transferable rights program », *Yale Journal on regulation*, 1989, vol.6, p369-391.

Les auteurs déduisent de plusieurs exemples de réussite (New Jersey Pinelands plan, droits d'émission de CFC) et d'échec (bulle de Los Angeles et contrôle de la pollution de l'eau dans le Wisconsin) de marché de droits négociables.

Ils énoncent huit principes essentiels pour la mise en œuvre de tels systèmes :

- l'agence qui distribue les permis et gère le programmes doit avoir des pouvoirs légaux clairement définis et adaptés à sa mission;
- l'agence responsable du programme doit également avoir les moyens et les compétences techniques, économiques, juridiques nécessaires pour mettre en œuvre le programme;
- le système doit empêcher toute fraude, et éviter qu'un vide juridique permette des comportements frauduleux;
- les objectifs du programme doivent être clairement définis pour faciliter l'acceptation politique du programme;
- les systèmes de marchés de droits fonctionnent mieux lorsqu'ils sont appliqués à un problème au niveau d'une région (les problèmes trop localisés avec des sources uniques ou spécifiques ne s'inscrivent pas dans cette logique);
- les permis doivent être définis de telle sorte qu'ils aient une valeur économique et qu'il y ait une incitation à les échanger;
- le programme doit proposer une méthode d'allocation des permis équitable et simple à mettre en œuvre;
- enfin, les coûts de transaction doivent être aussi faibles que possible (l'agence organisatrice peut par exemple organiser le marché, et jouer le rôle d'intermédiaire entre acheteurs et vendeurs).

📖 MAC GARTLAND A.M. « A comparison of two marketable discharge permits system », *Journal of Environmental Economics and management*, march 1998, vol 15 (1), p 35-44.

L'auteur développe l'approche de Krupnick, Oates et Van de Berg (*Journal of Environmental Economic management*, 10, 1983) relative à un système d'offset (permis d'émission avec échanges soumis à une condition de maintien de la qualité de l'air), équivalent à celui de Montgomery (permis à polluer) sous condition de concurrence parfaite. Sous condition de concurrence imparfaite, les fonctionnements des deux modèles diffèrent. Dans le modèle de Montgomery les coûts de transaction en cas de concurrence imparfaite empêchent l'obtention d'un équilibre correspondant à un minimum de coûts de dépollution, dans la mesure où le système de permis à polluer impose de créer autant de marchés que de points de contrôle. Une simplification du système de permis à polluer (avec seulement deux marchés, par exemple) réduit les coûts de transaction, le nombre important d'intervenants sur le marché évitant les comportements stratégiques. Néanmoins, il y a un risque important de voir se former des « points noirs » de pollution à l'intérieur des zones.

Au contraire, le système d'offset suggéré par Krupnick *et alii* conserve son efficacité car la réduction du nombre de marchés (un seul dans le système d'offset) limite les exigences en termes d'information de coûts de transaction, mais n'échappe pas aux comportements de free-riders. Selon Mc Gartland, le système d'offset ne peut fonctionner de manière optimale en

situation de concurrence imparfaite que si l'autorité régulant le marché est capable de simuler (avec un modèle de dispersion de l'air) avant chaque transaction potentielle ses effets sur la qualité de l'air. Elle pourra alors interdire les transactions impliquant localement une dégradation de l'air, et autoriser les autres. De plus, la localisation des points de contrôle devra être stable, et les coefficients de dispersion devront être connus par les intervenants du marché afin de réduire les coûts de transaction et les problèmes de comportements stratégiques.

6.1.2 Applications et propositions dans le secteurs des transports

📖 WALTON W. « The potential scope for the application of pollution permits to reducing car ownership in the UK », *Transport policy*, April 1997, vol4(2), p 115-122.

Ce papier propose la mise en place de permis négociables attachés à la possession d'une voiture. L'auteur rappelle tout d'abord la forte croissance prévue de la motorisation au Royaume Uni et les conséquences attendues en matière de trafic automobile. Puis passe en revue les solutions :

- une approche fondée sur l'aménagement de l'espace ('ville compacte') donnerait des résultats très long à obtenir comparés à la rapidité de la croissance de la motorisation et de l'usage de l'automobile ;
- les améliorations technologiques (moteurs et carburants) seront dépassées par la croissance de l'usage ;
- l'auteur considère qu'il faut aller au-delà des instruments économiques tels que les taxes sur les carburants et le péage routier pour imposer une limite absolue au nombre de voitures sur les routes de UK.

Les mécanismes fondés sur le marché incluent les impôts (taxes), les subventions, les frais administratifs et les quotas négociables.

Rappel du fonctionnement d'un système de permis de polluer négociables :

- chaque permis permet à son détenteur de polluer jusqu'à une certaine limite, créant ainsi un droit de propriété privée sur l'environnement ;
- au-delà de ce point les émissions supplémentaires ne sont permises que si le pollueur acquiert des permis supplémentaires ;
- ces permis peuvent être achetés auprès des autres détenteurs de permis ;
- pour que le système fonctionne, il faut un nombre suffisant d'opérateurs et le niveau de pollution permis doit être inférieur à celui qui arriverait en l'absence de permis ;
- il doit y avoir un engagement réel des autorités çà réduire la valeur de pollution des permis au cours du temps, ce qui doit être clairement promulgué, afin d'augmenter la valeur financière des permis et encourager les pollueurs à s'engager dans l'équipement de dispositifs anti-pollution.

Un tel système serait attractif pour les organisations environnementales qui pourraient acheter des permis et les retirer de la circulation.

Jusqu'ici les permis négociables n'ont été appliqués qu'à des sources fixes, car il généralement plus difficile de mesurer les émissions de pollution de sources mobiles (par exemple donner les moyens techniques à la police de détecter et mesurer ces émissions).

Par contre l'obstacle du nombre insuffisant d'opérateurs est levé si on considère le nombre d'automobilistes concernés.

L'auteur propose une approximation (proxy) en attachant le permis à la source d'émissions, c'est-à-dire au véhicule, plutôt qu'aux émissions elles-mêmes :

- La 'valeur' du permis varierait en fonction du niveau d'émission du véhicule
- les permis auraient une durée de vie limitée (2 ou 3 ans)
- il serait annoncé un engagement à la réduction de la valeur des permis

Le tout devrait inciter à une diminution de la taille des véhicules.

Il faut affecter les recettes au financement des transports publics pour rendre le tout acceptable.

📖 BTCE, Tradable permits in transport ? *Working Paper 37*, Bureau of Transport and Communication Economics, Canberra, March 1998

Ce papier se concentre sur les implications pratiques pour le secteur des transports d'un projet national ou international de permis négociables (avec application à l'Australie). On doit tenir compte du fait : que les émissions du transport international ne sont pas attribuées à des pays particuliers ; que de cibler uniquement les GES peut entraîner des distorsions (pollutions locales) ; qu'il y a besoin de compatibilité avec les comptabilités nationales 'vertes' et les conventions comptables pour traiter les actifs et passifs environnementaux ; qu'il y a besoin de clarté scientifique pour le calcul des équivalents CO2 pour les puits de carbone à long terme. Les coûts de transaction élevés soulèvent la question de savoir si une taxe sur le carbone ne serait pas préférable dans le secteur des transports.

Les permis pourraient être alloués aux opérateurs de véhicules (automobilistes) ou aux lignes aériennes mais il serait administrativement moins cher de les allouer aux moins nombreux producteurs ou grossistes en carburants. On aboutirait effectivement à rationner le carburant. Si l'allocation initiale se fait gratuitement selon un mécanisme du 'grand-père' les grossistes bénéficieront de l'aubaine.

Hypothèses du projet :

- envergure nationale, tous les secteurs de l'économie sont inclus, les permis peuvent être librement négociés entre ces secteurs ;
- inclut à la fois les sources d'émission et les puits ;
- assure la fongibilité des permis, exprimés en CO2 équivalents, et évite les limites temporelles dans leur usage ;
- empêche le gouvernement de réglementer l'activité d'échange au-delà de l'allocation des nouveaux permis (probablement sur une base annuelle), du suivi, de la répression, et des opérations de marché pour modifier le nombre de permis détenus par les résidents.

Comparé aux autres industries, le transport implique des sources mobiles pour lesquelles le suivi des émissions est plus difficile.

En se focalisant sur le carbone on risque d'arriver à des résultats sous-optimaux : exemple incitation à éviter le pot catalytique (qui augmente la consommation) d'où hausse d'émission des NOx.

Il y a au moins deux autres alternatives pour cibler les émissions :

- les fabricants de véhicules avec un quota global (type CAFE ?)
- les destinations : elles seraient considérées comme source des émissions (ex parcs d'affaires, de loisirs, plages) et devraient réduire les émissions de leur visiteurs en fournissant des bus, en rationnant le stationnement, en le taxant, etc.

Bien que le transport en soi ne soit pas transportable donc exportable, il y a des risques de « fuite de carbone » :

- s'il y a augmentation des coûts de production suite à un programme de réduction des émissions de GES, il peut y avoir délocalisation de la production (fuite de carbone) et résultat négatif si le pays de destination est moins efficace du point de vue des émissions liées à la production en question ;
- de plus comme le transport est une demande dérivée de l'activité économique, le transport domestique dans le pays de destination induit par la délocalisation peut également participer de la fuite de carbone. Donc même pour le transport domestique un plan efficace implique que *tous* les pays acceptent les obligations de réduction des émissions.

Concernant l'allocation des permis, celle-ci ne doit pas être sectorielle (secteurs de l'économie) : l'efficacité suppose une allocation globale de manière à ce que les réductions les plus fortes aient lieu là où elles sont les moins coûteuses.

L'allocation aux automobilistes individuels (et opérateurs ferroviaires, aériens et maritimes) fournit une incitation directe à la réduction de la consommation du carburant, pas seulement par le choix du véhicule, les comportements de déplacement, la localisation résidentielle mais aussi le comportement de conduite.

Cependant les coûts de mise en place, administration, suivi et répression seraient élevés (système électronique centralisé (?), équipement de vérification pour les détaillants (?), campagne d'explication, coûts de suivi, etc.

L'allocation initiale selon le mécanisme du 'grand-père' n'est pas le plus équitable. Les alternatives sont d'allouer un nombre de permis égal à chaque résident ou une vente aux enchères. Il faudra séparer les usagers finaux des infrastructures (y compris les automobilistes) des opérateurs (ferroviaires, maritimes ou aériens), ces derniers gérant directement les permis et non leurs clients.

L'allocation aux producteurs ou grossistes en carburants offre une alternative à ce problème de coûts de transaction et résulterait en des prix plus élevés du carburant. Etant donné le faible nombre de participants une vigilance réglementaire est requise.

Comme le carbone ne peut être enlevé du carburant fossile sans en changer la nature, un système de quotas revient à rationner le carburant.

L'imposition de limites temporelles à l'usage des permis permet de mieux suivre et contrôler les émissions par exemple sur une base annuelle. Mais cela introduit des limites artificielles et illogiques : il peut même y avoir avantage à retarder les émissions qu'un détenteur de certificat peut s'autoriser.

Un marché élargi grâce aux automobilistes peut mieux fonctionner : mais il y aurait apparition d'intermédiaires entre les gros utilisateurs (ex centrales électriques) achetant en grandes quantités et petits utilisateurs : les prix ne seraient plus déterminés à la marge, d'où perte d'efficacité.

Une alternative valide à la réduction des émissions est l'accroissement des puits de carbone (ex planter des forêts). Mais il existe une incertitude sur les valeurs à long terme des crédits pour les puits de carbone. Plusieurs risques existent : risque de souveraineté (modification des traités et accords sur la question), risque réglementaire (changements de réglementation publique) ; risque de force majeurs (guerre, arrêt de la production de pétrole) ; risque de marché (trop de plantation).

📖 GREENE D.L. « CAFE or PRICE ? An analysis of the effects of federal fuel economy regulations and gasoline price on new car mpg », *The energy journal*, sept 1990, vol1(3).

Ce papier analyse les effets comparés des prix de l'essence et des normes CAFE sur l'efficacité énergétique des parcs des constructeurs automobiles (MPG, miles per gallon) entre 1978 et 1989. Il montre que l'effet des normes CAFE a été bien plus important que celui des prix.

Le CAFE (Corporate Average Fuel Economy) est calculé comme la moyenne harmonique des MPG des produits d'un constructeur pondérés par les ventes.

Les cibles doivent être atteintes pour la flotte domestique et la flotte importée chacune et une pénalité de 5\$ par voiture vendue et par 1/10 MPG de déficit est appliquée. La norme est fixée chaque année (AFES, Automotive Fuel Economy Standards). Les constructeurs qui excèdent la norme peuvent capitaliser ces bonus pour équilibrer les déficits les années suivantes sans pénalité.

Le MPG des nouvelles voitures américaines a doublé entre 1974 (14 MPG) et 1988 (28 MPG).

Une fonction de pénalité est construite qui additionne la pénalité consistant à être en décalage par rapport à la demande des consommateurs (ce qui serait en l'absence de norme) et la pénalité découlant du non-respect de la norme. La forme des deux composantes de la fonction est quadratique pour tenir compte du fait que les constructeurs anticipent l'évolution des normes sous incertitude et peuvent capitaliser à l'avance des crédits.

L'effet retardé des prix du pétrole et des normes CAFE est pris en compte (sur 5 ans). Les résultats montrent que pour les constructeurs non contraints (ceux qui sont systématiquement dans la norme, i.e. européens et japonais) c'est le prix du pétrole qui joue sur l'efficacité de leur flotte (avec 2 à 4 ans de retard) mais avec une élasticité du MPG au prix du carburant de 0,2. Pour les constructeurs contraints le poids de la norme AFES est au moins le double de celui du prix du pétrole et à long terme la norme AFES de l'année en cours tend à remplacer complètement l'effet des prix du pétrole.

L'effet des prix de l'essence sur le MPG est différent selon que les prix descendent (dans les années 80) ou montent (dans les années 70). Le MPG des constructeurs contraints est deux fois plus sensible aux prix en hausse qu'aux prix en baisse, suggérant que ces constructeurs essaient de contrer la pression à la baisse du MPG quand les prix baissent. Par contre les constructeurs non contraints réagissent un peu plus à des prix en baisse qu'à des prix en hausse. Il semblerait que les effets de baisse des prix sur les constructeurs contraints donnent aux constructeurs non contraints l'opportunité de gagner des parts de marché sur les segments à MPG plus faibles. Cependant les données n'indiquent pas d'effet différent de la norme CAFE entre les deux périodes de hausse et de baisse.

En outre l'hypothèse que les constructeurs contraints aient fondé leur planification du MPG seulement sur la norme obligatoire, ne peut être rejetée. Ces résultats supporte l'affirmation que les normes CAFE ont effectivement influencé les constructeurs et ce de manière efficace.

📖 WANG, M.Q. « Cost savings of using a marketable permit system for regulating light duty vehicle emissions », *Transport policy*, oct 1994, vol.1(4), p 221-232.

Le système de normes uniformes d'émission par mile n'autorise pas de flexibilité aux constructeurs dans la sélection des niveaux d'émission pour les modèles de véhicules individuels et n'apporte pas d'incitation à contrôler les émissions au-delà de ce qui est

demandé. Ce papier propose à la place un système de permis négociables fondés sur des incitations : les constructeurs doivent satisfaire à des normes d'émission moyennes au niveau de la firme ; ils peuvent acheter ou vendre entre eux des crédits de réduction d'émission (ERC) ; ils peuvent mettre en dépôt ces crédits pour les utiliser plus tard. D'où une économie estimée de 13 à 30% des coûts actuels de réduction des émissions.

Les permis pour les sources fixes datent des années 70. L'agence américaine de l'environnement EPA a adopté en 1986 un système de permis négociables pour les sources fixes incluant des dispositions pour moyenniser les émissions, les échanger et les mettre en dépôt (averaging, trading, banking). En 1990 la loi sur l'air (CAAA) a adopté un système de PEN pour les SOx des compagnies de production d'électricité.

Pour les émissions des véhicules à moteur, White (1982) a conçu un système de PEN par allocation chaque année des permis parmi les constructeurs selon un processus d'enchères.

Selon la théorie économique (Baumol et Oates, 1988) pour minimiser le coût total de réduction des émissions, les coûts marginaux de ces réductions doivent être égaux entre toutes les sources : moyenniser les émissions aide à égaliser ces coûts marginaux entre les familles de moteurs produits par un constructeur ; le commerce des émissions aide à égaliser ces coûts entre différents constructeurs ; la mise en dépôt aide à égaliser ces coûts sur plusieurs années.

Les crédits sont calculés comme la différence entre la moyenne d'émission de polluants (pondérées par les ventes) et la norme moyenne, multipliée par les ventes.

Comme il n'y a que 35 constructeurs de véhicules légers le fonctionnement d'un tel marché devrait être simple. Le dépôt de crédits est assimilé à un 'forward banking'. L'emprunt ('backward banking') est exclu à cause du retard que cela implique dans les réductions d'émission et du risque qu'un constructeur soit incapable in fine de payer les crédits d'émission empruntés. Pour éviter l'accumulation de crédits (risque de monopoles et de distorsion des activités d'échange, mais aussi risque de distorsion des réglementations d'émission futures), on décourage la possession d'un grand nombre de crédits en leur appliquant un taux d'escompte (discount) chaque année (ce qui revient à réduire l'avantage futur d'une réduction d'émission d'aujourd'hui).

Dans l'application faite l'option de dépôt (banking) n'est pas retenue. Le modèle consiste en une fonction objectif de minimisation du coût total de réduction des émissions (fonction des ventes et des objectifs d'émission selon les catégories de polluants). Une fonction de coût de réduction des émissions est calibrée (à partir des données sur les prix des pièces nécessaires).

Un argument supplémentaire est que ce système s'adresse à un petit nombre de constructeurs automobiles, ce qui rend plus facile le respect et le suivi du système.

📖 DARBERA, R. (1997) « Transports et effets de serre : une solution économique »
Transports, n°386 nov- déc 1997

Il n'est probablement pas justifié de s'attaquer en priorité aux transports routiers pour traiter le problème des gaz à effet de serre. Le problème de l'émission de gaz à effet de serre est un problème global et sa solution ne peut être que globale. Si pour des raisons autres qu'économiques on désire pourtant le faire, il convient alors de choisir une politique efficiente qui atteigne l'objectif au moindre coût pour la collectivité. Or la réglementation ou les politiques de transfert modal contraint ou subventionné sont coûteuses pour la collectivité. De même la taxation a des effets de substitution qu'il est difficile de connaître a priori. L'attribution, ou la vente aux enchères de droits à polluer négociables peut au moins sur le papier fournir une solution élégante à ce problème. L'auteur propose d'adapter le principe des

permis négociables au cas spécifique des véhicules routiers : les constructeurs pour pouvoir vendre leurs véhicules, devraient acheter des certificats d'émission de CO₂ d'un montant calculé sur la base de l'émission kilométrique moyenne du véhicule. La quantité totale de certificats serait annuellement fixée par une autorité européenne.

📖 RUBIN J., KLING C. « An emission saved is an emission earned : an emprirical study of emission banking for light-duty vehicle manufacturers », *Journal of Environmental Economics and Management*, 1993, vol. 25(3), p 257-274.

Les auteurs étudient l'étendue des économies réalisées avec un système de banking (possibilité de d'emprunt et de thésaurisation des permis), ainsi que ces effets sur les prix des permis et sur les quantités globales de polluants émises. Il s'agit d'une étude empirique portant sur une période de 20 ans (1990-2009) pour les ventes de véhicules légers en Californie.

Les constructeurs automobiles doivent se conformer à un standard d'émission moyenne de la flotte de véhicules vendus. Ce standard peut être atteint en réduisant la pollution des véhicules vendus, mais aussi en achetant des permis à des entreprises plus performantes, ou en utilisant aujourd'hui les permis d'émission accordés pour le futur. Il n'y a pas de distribution de permis, les constructeurs gagnent des permis si la flotte vendue pollue moins en moyenne que le standard l'impose. Ils peuvent alors vendre les permis ou les conserver pour le futur.

Les gains les plus importants du système de permis sont liés à l'échange des permis, et les gains de la thésaurisation varie en fonction du taux de dépréciation des permis. L'emprunt n'est optimal que si le taux de dépréciation des permis est supérieur à 15%.

📖 VERHOEF E., NIJKAMP P. , RIETVELD P. « Tradeable permits: their potential in the regulation of road transport externalities », 1996, working paper Tinbergen Institute, 26 p.

Les auteurs montrent l'intérêt des permis négociables comme moyen de réguler les externalités liées aux transports routiers, notamment en limitant le trafic dans les zones urbanisées. Ils insistent sur la faisabilité technique du système, qui serait basé sur une logique de « smart card », c'est à dire une carte de « crédit » lue par un dispositif embarqué prélevant des crédits chaque fois que le véhicule entre dans une zone de régulation (délimitée par des bornes magnétiques). Les prélèvements peuvent être effectués en fonction du nombre de kilomètres parcourus, en fonction de l'heure de passage (heures de pointe), du type de véhicule, du temps passé, etc.

De façon générale les auteurs insistent plus sur les potentialités de l'outil, en tant que technique de régulation, que sur les questions théoriques et pratiques posées par l'implémentation d'un système de permis négociables. Ils posent en conclusion le problème des coûts de transaction, suggérant que cela peut être un obstacle majeur à l'utilisation de tels systèmes.

Références bibliographiques

Références sur Internet :

Site de « Resources for the Future » : <http://www.weathervane.rff.org>

Sur d'autres sites (recherche sur Internet en janvier 2000), nombreux documents de travail sur les débats et projets au Canada, aux Pays-Bas et en Australie.

AGO (1999a) Australian Greenhouse Office. *National emissions trading : establishing the boundaries*. Discussion paper n°1. Canberra, 42p.

AGO (1999b) Australian Greenhouse Office. *National emissions trading : issuing the permits*. Discussion paper n°2. Canberra, 63p.

AGO (1999c) Australian Greenhouse Office. *National emissions trading : crediting the carbon*. Discussion paper n°3. Canberra, 67p.

AGO (1999d) Australian Greenhouse Office. *National emissions trading : designing the market*. Discussion paper n°4. Canberra, 56p.

ATKINSON S.E., TIETENBERG T.H., « the empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permit markets », *Journal of environmental economics and management*, june 1982, vol9(2), p101-121.

BAUMOL, W., OATES, W. (1988) *The theory of environmental policy*. Cambridge University Press, Cambridge, 299p.

BAUMOL, W.J., OATES, W.E. (1988), *The theory of environmental policy*, Cambridge : Cambridge University Press.

BTCE, Tradable permits in transport? *Working Paper 37*, Bureau of Transport and Communication Economics, Canberra, March 1998

BUREAU D., HOURCADE J.-C. (1998) Les dividendes économiques d'une réforme fiscale écologique. In *Fiscalité de l'environnement*. Rapport du Conseil d'Analyse Economique. La Documentation Française, Paris, 1998, 197p.

CE (2000) Commission Européenne. *Livre Vert sur l'établissement dans l'Union Européenne d'un système d'échange de droits d'émission des gaz à effet de serre*. COM (00)87. Mars 2000.

CEMT *La politique des transports face au réchauffement mondial*, Paris, 1993, 253 p.

CEMT *Rapport du suivi des politiques visant la réduction des émissions de CO2*, avril 1997, 169 p.

COASE R. (1988), *The Firm, the Market and the Law*, Chicago : Chicago University Press.

COASE R., «The problem of Social Cost», *Journal of Law and Economics*, 1960, 3 (1) : 1-44.

- COLLINS A., « The property rights approach : an uprising in the economics of urban public transport », *International Journal Of Transport Economics*, 1998, vol. XXV, n°2 :243-255
- COOTER R., « Coase Theorem », in EATWELL J., MILGATE M., NEWMAN P. (eds.) (1987), *The New Palgrave*, London : Mac Millan.
- DALES J. « Land, water and ownership », *Canadian Journal of Economics*, nov 1968, vol.1, p797-804.
- DARBERA, R. (1997) « Transports et effets de serre : une solution économique » *Transports*, n°386 nov- déc 1997
- DE SERPA A. (1993), « Pigou and Coase in retrospect », *Cambridge Journal of Economics*, 17 : 27-50.
- DEMSETZ H. , « The costs of transacting », *Quarterly Journal of Economics*, 1968, LXXXII : 33-53.
- DEMSETZ H. , « Toward a theory of property rights », *American Economic Review*, may 1967, 57 (2) : 347-359.
- DORFMAN, R. et D. (1977), *Economie de l'environnement*, Paris : Calmann Levy
- FOSTER V., HAHN R., « Designing more efficient markets : lessons from Los Angeles Smog Control », *Journal of Law and Economics* », avril 1995, vol.38, p19-48.
- GASTALDO S. (1999) *Permis négociables et mesures fiscales : comment les combiner ?* Communication au colloque du PIREE. Strasbourg, 2-3 Décembre 1999.
- GODARD O. (1997) Les permis d'émission négociables et la convention sur le climat : de l'expérience américaine aux enjeux de l'harmonisation. *Revue de l'énergie* n°491, Octobre 1997, pp. 606-622
- GODARD O. (1999) *Fiscalité énergétique*. Communication. Cycle de conférences de politique énergétique DGEMP/CGP. Session du 22 mars 1999.
- GOODWIN (P.B.), 1988, *Evidence on car and public transport demand elasticities 1980-1988*, TSU Ref 427, Oxford, June 1988.
- GREENE D.L. « CAFE or price ? An anlysis of the effects of federal fuel economy regulations and gasoline price on new car mpg », *The energy journal*, sept 1990, vol1(3).
- GUIHERY L., MARLOT G., « La tarification de la congestion : efficacité versus équité ? », communication au Symposium « Financement de la route », ENPC, novembre 1998.
- HAHN R. « market power and transferable property rights » *Quarterly Journal of Economics*, nov. 1984, 99(4), p 753-765.
- HAHN R. « Regulatory constraints on environmental markets » *Journal of Public Economics*, 1990, vol.42, p 49-175.
- HAHN R., HESTER G. « Marketable permits : lessons for theory and practice » *Ecology Law Quarterly*, 1989, vol.16(2), p 361-406.

HAHN R., NOLL R. « Barriers to implementing tradeable air pollution permits : problems of regulatory interactions » *Yale Journal on regulation*, 1983, vol.1, p 63-91.

INRETS (1999), L. HIVERT. Le parc automobile des ménages. Etude en fin d'année 1997. Rapport de convention INRETS-ADEME. Inrets, Arcueil, Juin 1999, 151 p.

LYON R.M. « Auctions and alternatives procedures for allocating pollution rights », *Lan Economics*, 1982, vol 58 (1), p 16-32

MAC GARTLAND A.M. « A comparison of two marketable discharge permits system », *Journal of Environmental Economics and management*, march 1998, vol 15 (1), p 35-44.

MADRE, J.L., MASSOT, M.H. (1994) *Comment décrire l'étalement urbain à partir des nomenclatures de l'INSEE ?* Note interne INRETS.

MARLOT G., « Réguler la congestion par des permis négociables une solution au dilemme efficacité/acceptabilité », communication à la 8^{ème} WCTR, juillet 1998.

MEDEMA S., « The myth of two Coases : What Coase is really saying », *Journal of Economic Issues*, 1994, 28 (1) : 208-217.

MONTGOMERY W. « Markets in licenses and efficient pollution control programs », *Journal of Economic Theory*, dec 1972, vol 5(3), p395-418.

NOLL R. « Implementing marketable emissions permits » *American economic review*, 1982, vol 72, p 120-124.

OCDE (1997) *Le recours aux marchés. Conception et utilisation des permis et obligations négociables*. OCDE, PUMA, Gestion Publique. Etude hors série n°19. 52 pages.

OCDE (1998) *Lessons from existing trading systems for international greenhouse gas emissions trading*.

OTTENSMANN J.R. (1998) Market-based exchanges of rights within a system of performance zoning, *Planning & Markets*, Vol 1, Number 1.

PHAN, S.Y. (1993) Singapore's motor vehicle policy: review of recent changes and a suggested alternative. *Transportation Research A*, vol. 27A, n° 4, pp. 329-336.

RAY CANTERBERY E., MARVASTI A. « The Coase theorem as a negative externality », *Journal of Economic Issues*, (1992), 26 (4) : 1179-1189.

RAY CANTERBERY E., MARVASTI A. « Two Coases or two theorems ? », *Journal of Economic Issues*, (1994), 28 (1) : 218-226.

RUBIN J., KLING C. « An emission saved is an emission earned : an empirical study of emission banking for light-duty vehicle manufacturers », *Journal of Environmental Economics and Management*, 1993, vol. 25(3), p 257-274.

STAVINS R. « Transaction costs and tradeable permits », *Journal of Environmental Economics and Management*, 1995, vol. 29, p 133-148.

TIETENBERG T.H. « Tradeable permits for pollution control when emission location matters : what we have learned ? » *Environmental and resources economics*, 1995, vol5(2), p 95-113.

VERHOEF E., NIJKAMP P. , RIETVELD P. « Tradeable permits: their potential in the regulation of road transport externalities », 1996, working paper Tinbergen Institute, 26 p.

WALTON W. « The potential scope for the application of pollution permits to reducing car ownership in the UK », *Transport Policy*, April 1997, vol4(2), p 115-122.

WANG Q. *The use of a marketable permit system for light duty vehicle emission control*, PhD dissertation, Institution of Transportation Studies : University of California, Davis, 1992, 244 p.

WANG, M.Q. « Cost savings of using a marketable permit system for regulating light duty vehicle emissions », *TransportPolicy*, oct 1994, vol.1(4), p 221-232.

WHITE L.J. « US mobile source emissions regulation : the problems of implementation » *Policy Study Journal*, 1982, vol 11, p 77-85.

6.2 Emissions du transport et consommation d'énergie

Extrait du rapport MEET, 1999, *Methodology for calculating transport emissions and energy consumption*, European Commission.

Emissions Unitaires de CO₂, VP essence. MEET, 1999 : Table A17, p. 66

<i>Classe du véhicule</i>	<i>Cylindrée</i>	<i>Vitesse</i>	<i>Facteur d'émission</i>
<i>PRE ECE</i> <i>ECE00/01</i>	<1400 cm ³	10-130	$768+3.13*v-199*\ln(v)$
	1400-2000 cm ³	10-130	$1005+4.15*v-263*\ln(v)$
	> 2000 cm ³	10-130	$1498+8.21*v-0.0133*v^2-421*\ln(v)$
<i>ECE00/01</i>	<1400 cm ³	10-130	$173-2.52*v+0.0182*v^2+1930/v$
	1400-2000 cm ³	10-130	$1065+4.00*v-284*\ln(v)$
	> 2000 cm ³	10-130	$835+3.71*v+2297/v-229*\ln(v)$
<i>ECE02</i>	<1400 cm ³	10-130	$345+0.0106*v^2+1275/v-68.6*\ln(v)$
	1400-2000 cm ³	10-130	$835+3.93*v+986/v-231*\ln(v)$
	> 2000 cm ³	10-130	$879+4.32*v+2298/v-244*\ln(v)$
<i>ECE03</i>	<1400 cm ³	10-130	$664+2.09*v+0.00449*v^2-167*\ln(v)$
	1400-2000 cm ³	10-130	$1074+5.49*v+0.00461*v^2-305*\ln(v)$
	> 2000 cm ³	10-130	$957+4.51*v+1832/v-264*\ln(v)$
<i>ECE04</i>	<1400 cm ³	10-130	$614+2.56*v-157*\ln(v)$
	1400-2000 cm ³	10-130	$264+0.0103*v^2+2049/v-49.8*\ln(v)$
	> 2000 cm ³	10-130	$1173+4.83*v-315*\ln(v)$
<i>EURO1</i>	<1400 cm ³	10-130	$157-2.07*v+0.0172*v^2+1835/v$
	1400-2000 cm ³	10-130	$231-3.62*v+0.0263*v^2+2526/v$
	> 2000 cm ³	10-130	$294-5.50*v+0.0393*v^2+3513/v$

Emissions Unitaires de CO₂, VP diesel. MEET, 1999 : Tables A18 et A19, p.67

<i>Age du véhicule</i>	<i>Cylindrée</i>	<i>Vitesse</i>	<i>Facteur d'émission</i>
avant 96	Toutes catégories	10-130	$374-6.58*v+0.0442*v^2-30.3/v$
à partir de 96	Toutes catégories	10-130	$286-4.07*v+0.0271*v^2$

Emissions Unitaires de CO₂, LPG Vehicles. MEET, 1999 : Tables A20 et A21, p.67

<i>Classe du véhicule</i>	<i>Cylindrée</i>	<i>Vitesse</i>	<i>Facteur d'émission</i>
Conventionnel	Toutes catégories	10-130	$0.0039*v^2-0.418*v+283$
EURO 1	Toutes catégories	10-130	$0.0208*v^2-2.70*v+228$

Table des matières

1	INTRODUCTION	5
2	LA MISE EN ŒUVRE D'UN SYSTÈME DE PERMIS NÉGOCIABLES	9
2.1	Les caractéristiques principales d'un système de permis négociables	9
2.2	Principaux problèmes liés aux systèmes de permis négociables.....	10
2.2.1	Quelle est la cible visée ?	10
2.2.2	L'allocation initiale des permis ou le dilemme efficacité / équité	11
2.2.3	Le fonctionnement du marché et les coûts de transaction.....	12
2.2.4	Les incertitudes sur le coût de réduction des émissions.....	13
2.3	Les critères généraux de succès de systèmes de PEN	18
3	QUELLES POSSIBILITÉS D'APPLICATION DANS LE SECTEUR DES TRANSPORTS	21
3.1	Application et propositions dans la littérature.....	21
3.2	Cible visée et décentralisation du système de permis	23
3.2.1	L'input visé en matière d'émissions.....	24
3.2.2	Le choix du point d'imposition des permis	25
3.2.2.1	La filière territoriale.....	25
3.2.2.2	La filière technique	28
3.2.2.3	Les limites du caractère incitatif de la taxe	31
4	UN EXEMPLE DE DÉCENTRALISATION DES SYSTÈMES DE QUOTA.....	35
4.1	Description du système appliqué aux voitures particulières	35
4.2	Éléments d'évaluation	38
4.2.1	Calcul des surplus.....	38
4.2.1.1	Méthodologie de calcul	38
4.2.1.2	Éléments quantitatifs	40
4.2.2	Vérification qualitative.....	45
4.3	Extension au cas des usagers professionnels.....	46
4.3.1	Le cas des véhicules légers de société et des usages professionnels intensifs	46
4.3.2	Le cas des véhicules utilitaires routiers de transport de marchandises et de transports collectifs	47
5	CONCLUSION.....	48

6	ANNEXES	50
6.1	Notes bibliographiques.....	50
6.1.1	Sur les marchés de permis en général	50
6.1.2	Applications et propositions dans le secteurs des transports.....	60
6.2	Emissions du transport et consommation d'énergie.....	70