



# ASSAINIR LE PARC AUTOMOBILE

Programmes de  
renouvellement  
et de  
mise à la casse

CONFÉRENCE EUROPÉENNE DES MINISTRES DES TRANSPORTS

GUIDE DE BONNES PRATIQUES

© OCDE, 1999

© Logiciel, 1987-1996, Acrobat, marque déposée d'ADOBE.

Tous droits du producteur et du propriétaire de ce produit sont réservés. L'OCDE autorise la reproduction d'un seul exemplaire de ce programme pour usage personnel et non commercial uniquement. Sauf autorisation, la duplication, la location, le prêt, l'utilisation de ce produit pour exécution publique sont interdits. Ce programme, les données y afférentes et d'autres éléments doivent donc être traités comme toute autre documentation sur laquelle s'exerce la protection par le droit d'auteur.

Les demandes sont à adresser au :

Chef du Service des Publications,  
Service des Publications de l'OCDE,  
2, rue André-Pascal,  
75775 Paris Cedex 16, France.

# ASSAINIR LE PARC AUTOMOBILE

Programmes de  
renouvellement  
et de  
mise à la casse



GUIDE DE BONNES PRATIQUES

## CONFÉRENCE EUROPÉENNE DES MINISTRES DES TRANSPORTS (CEMT)

La Conférence Européenne des Ministres des Transports (CEMT) est une organisation intergouvernementale, créée par un Protocole signé à Bruxelles le 17 octobre 1953. La CEMT constitue un forum de coopération politique au service des Ministres responsables du secteur des transports, plus précisément des transports terrestres; elle leur offre notamment la possibilité de pouvoir discuter, de façon ouverte, de problèmes d'actualité concernant ce secteur et d'arrêter en commun les principales orientations en vue d'une meilleure utilisation et d'un développement rationnel des transports européens d'importance internationale.

Dans la situation actuelle, le rôle de la CEMT consiste surtout à :

- faciliter la mise en place d'un système paneuropéen intégré des transports qui soit économiquement et techniquement efficace, dont les performances relatives à la sécurité et à la protection de l'environnement correspondent aux plus hautes exigences possibles et dont la dimension sociale occupe pleinement la place qu'elle mérite;
- aider également à l'établissement d'un pont, sur le plan politique, entre l'Union Européenne et les autres pays du continent européen.

Le Conseil de la Conférence réunit les Ministres des Transports des 39 pays suivants qui sont Membres à part entière de la Conférence : Albanie, Allemagne, Autriche, Azerbaïdjan, Bélarus, Belgique, Bosnie-Herzégovine, Bulgarie, Croatie, Danemark, Espagne, Estonie, ERY Macédoine, Fédération de Russie, Finlande, France, Géorgie, Grèce, Hongrie, Irlande, Islande, Italie, Lettonie, Lituanie, Luxembourg, Moldova, Norvège, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République slovaque, République tchèque, Roumanie, Royaume-Uni, Slovénie, Suède, Suisse, Turquie et Ukraine. Cinq pays ont un statut de Membre associé (Australie, Canada, États-Unis, Japon, Nouvelle-Zélande) et trois, un statut de Membre observateur (Arménie, Liechtenstein et Maroc).

Les travaux du Conseil sont préparés par un Comité des Suppléants, composé de hauts fonctionnaires représentant les Ministres. Ce comité est assisté dans sa tâche par des groupes de travail auxquels sont confiés des mandats spécifiques.

Parmi les questions étudiées présentement au sujet desquelles les Ministres sont appelés à prendre des décisions, on peut citer l'élaboration et la mise en oeuvre d'une politique paneuropéenne des transports, l'intégration des pays d'Europe centrale et orientale dans le marché européen des transports, les questions spécifiques liées aux transports par chemins de fer, par routes et par voies navigables, les transports combinés, les transports et l'environnement, les coûts sociaux des transports, les tendances en matière de transports internationaux et les besoins en infrastructures, les transports pour les personnes à mobilité réduite, la sécurité routière, la gestion du trafic, l'information routière et les nouvelles technologies de communication.

Des analyses statistiques concernant l'évolution des trafics, des accidents de la route et des investissements sont publiées régulièrement et permettent de connaître sur une base trimestrielle ou annuelle la situation du secteur des transports dans les différents pays européens.

Dans le cadre de ses activités scientifiques, la CEMT organise régulièrement des Symposiums, des Séminaires et des Tables Rondes sur des sujets relevant de l'économie des transports. Les résultats de ces travaux sont examinés par les instances appropriées de la Conférence, sous l'autorité du Comité des Suppléants, et servent de base à l'élaboration de propositions de décisions politiques à soumettre aux Ministres.

Le service de Documentation de la CEMT dispose de nombreuses informations sur le secteur des transports. Ces informations sont notamment accessibles sur le site Internet de la CEMT.

Le Secrétariat de la CEMT est rattaché administrativement au Secrétariat de l'Organisation de Coopération et de Développement Économiques (OCDE).

Also available in English under the title:

CLEANER CARS

Fleet Renewal and Scrappage Schemes

*Des informations plus détaillées sur la CEMT sont disponibles sur Internet à l'adresse suivante :*

***<http://www.oecd.org/cem/>***

## AVANT-PROPOS

Les efforts en vue de réduire les émissions des véhicules sont axés sur l'amélioration des performances des nouveaux modèles. A cet effet, les constructeurs consacrent des investissements considérables au perfectionnement de la technologie des moteurs et à la réduction de la consommation de carburant. Les pouvoirs publics se sont efforcés de généraliser et d'accélérer ces progrès, surtout par la réglementation des émissions, et récemment par le biais d'accords volontaires avec l'industrie visant les rejets de CO<sub>2</sub>. Cependant, leurs effets ne se feront pas sentir dans l'immédiat, car le renouvellement du parc automobile prend du temps – une décennie, en moyenne, dans l'Union européenne.

Les incitations au renouvellement du parc peuvent stimuler l'adoption de technologies et de véhicules nouveaux. Les gouvernements de plusieurs pays dans le monde s'en sont servi, en général avec l'objectif déclaré d'améliorer la protection de l'environnement, mais aussi souvent pour réactiver la croissance économique et soutenir l'industrie automobile.

Cette publication décrit un cadre d'analyse de l'efficacité des programmes de mise à la casse dans l'optique de la protection de l'environnement. Elle passe en revue ceux qui ont été lancés par les pouvoirs publics en Europe et en Amérique du Nord et formule des recommandations pour la mise au point de programmes d'incitation efficaces.

La CEMT tient à exprimer sa reconnaissance pour son aide au principal auteur de l'étude, M. Michele Fontana du Département de l'économie du secteur public de l'Université de Pavie et de l'Institut de l'économie de l'énergie de l'Université Bocconi, Milan.



## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION .....	7
1. EFFETS DES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE SUR LE MARCHÉ DE L' AUTOMOBILE ET SUR L' ÉCONOMIE NATIONALE .....	15
1.1. Ventes de voitures neuves .....	15
1.2. Prix et bénéfices de l'industrie automobile .....	23
1.3. Effets sur l' économie nationale .....	26
2. EFFETS DES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE SUR L' ENVIRONNEMENT .....	29
2.1. Principales retombées sur l' environnement à évaluer .....	29
2.2. Estimation de la variation des émissions dans l' atmosphère .....	33
2.3. Conception du programme et effets sur les variables ciblées .....	38
2.4. Rapport coût-efficacité des programmes de mise à la casse .....	54
2.5. Quelles sont les principales solutions de rechange aux programmes de mise à la casse ? .....	60
2.6. Avantages de la réduction des émissions dans l' atmosphère .....	62
2.7. Enseignements tirés des programmes mis en oeuvre dans le passé : critères de sélection .....	66
3. LES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE PEUVENT-ILS ÊTRE UTILISÉS DANS LES PAYS ANCIENNEMENT SOCIALISTES ? .....	75
3.1. Le cas de la Hongrie .....	75
3.2. Cadre général : quelques caractéristiques de l' évolution récente des parcs automobiles est-européens .....	80
3.3. Rôle possible des programmes de mise à la casse dans les pays d' Europe orientale .....	84
CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS .....	89
NOTES .....	97
BIBLIOGRAPHIE .....	103



## INTRODUCTION

Plusieurs pays, en Europe et ailleurs, ont mis en œuvre des programmes de mise à la casse des automobiles au cours des années 90. La Grèce (1991-1993), la Hongrie (1993 à aujourd'hui), le Danemark (1994-1995), l'Espagne (1994 à aujourd'hui), la France (1994-1996), l'Irlande (1995-1997), la Norvège (1996) et l'Italie (1997-1998) ont mis en place des incitations pour encourager la mise au rebut des vieilles voitures. Aux États-Unis, les autorités locales appliquent parfois ce principe. La Colombie britannique a fait de même au Canada.

Les principaux objectifs de ces mesures sont en général les suivants.

- Stimuler l'industrie automobile et l'économie nationales en encourageant l'achat de voitures neuves.
- Améliorer la sécurité des transports en favorisant l'acquisition de véhicules plus récents et plus sûrs.
- Réduire l'impact sur l'environnement du parc automobile dans son ensemble.

L'objectif environnemental est le seul qui revienne systématiquement dans tous les cas étudiés. Bien entendu, l'objectif économique n'est mentionné que par les pays où l'industrie automobile nationale est importante.

Le présent ouvrage a pour principal objet d'évaluer les programmes de mise à la casse des vieilles voitures adoptés dans le but d'améliorer les performances environnementales du parc automobile. Les effets de ces dispositifs sur la sécurité ne sont pas pris en considération, dans la mesure où il n'existe pas de données permettant de les mesurer. Les statistiques annuelles attestent que le nombre d'accidents mortels dus aux transports par route diminue depuis plusieurs années, malgré l'augmentation du nombre de kilomètres parcourus. Cependant, il est extrêmement délicat de faire le partage entre la diminution des accidents due à l'amélioration de la conception des véhicules et celle qui doit être imputée aux mesures adoptées par les pouvoirs publics pour renforcer la sécurité routière. Par conséquent, il est difficile de dire dans quelle mesure la baisse du nombre de tués et de blessés peut être attribuée aux

dispositions visant à anticiper le retrait de la circulation des véhicules. Cette publication aborde également les principaux effets économiques de ces programmes, car il est essentiel de comprendre le marché de l'automobile et les variables économiques qui l'influencent pour évaluer les répercussions des divers dispositifs. La première section est consacrée à cette question.

La deuxième section, qui est aussi la plus importante, porte sur les aspects environnementaux. Les programmes sont dans un premier temps évalués selon la réduction des émissions qu'ils entraînent. L'analyse vise à définir comment ces réductions doivent être comptabilisées et quels sont les principaux facteurs qui déterminent leur ampleur. Parmi les principales substances chimiques contenues dans les gaz d'échappement, cette publication met l'accent sur les polluants les plus importants aux niveaux local et mondial. Dans le premier cas, il s'agit des oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), des oxydes de soufre (SO<sub>x</sub>), des particules, du monoxyde de carbone (CO) et des hydrocarbures (HC)<sup>1</sup>, ainsi que de certains polluants de deuxième ordre (ozone ; aérosols de sulfate et de nitrate) engendrés par la réaction photochimique des NO<sub>x</sub>, des SO<sub>x</sub> et des hydrocarbures avec l'atmosphère. En ce qui concerne les problèmes "mondiaux", c'est-à-dire les émissions de gaz à effet de serre, ce document met l'accent sur le dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), principal gaz à effet de serre émis par les transports. Dans un souci de précision, il conviendrait toutefois de tenir compte également des émissions de méthane (CH<sub>4</sub>) et d'hémioxyde d'azote (N<sub>2</sub>O).

Il n'est pas suffisant en soi de montrer qu'un instrument politique donné entraîne une réduction des émissions pour justifier sa mise en œuvre. Le rapport coût-efficacité des réductions obtenues revêt en effet une importance capitale pour évaluer un instrument de la politique environnementale, quel qu'il soit. C'est pourquoi l'analyse s'efforce de mettre en évidence les principaux facteurs qui déterminent le coût par tonne d'émissions supprimées, ainsi que les caractéristiques des programmes de mise à la casse qui permettent d'améliorer leur rapport coût-efficacité. Enfin, nous nous pencherons également sur le rapport coût-avantages des programmes dans le but d'établir s'ils sont dignes d'être mis en œuvre et dans quelles conditions.

Comme pour toute autre étude du rapport coût-efficacité et du rapport coût-avantages, il est très important de définir aussi clairement que possible le cadre d'évaluation retenu aux fins d'analyse. Il peut notamment être utile de répondre aux questions méthodologiques suivantes.

Premièrement, les coûts et les avantages du programme de mise à la casse considéré doivent être évalués par référence à une situation précise. Dans l'hypothèse la plus simple, cette dernière est la non-intervention. Il est aussi possible d'établir une comparaison avec les autres mesures ayant des objectifs

environnementaux identiques (amélioration des procédures de contrôle technique ou modification des taxes sur les carburants destinée à internaliser les coûts externes, par exemple). En tout état de cause, celles-ci doivent être prises en considération par l'analyste et les autorités concernées.

Deuxièmement, l'évaluation des coûts et des avantages des programmes de mise à la casse doit permettre de faire clairement la part entre leur contribution à la réalisation des objectifs poursuivis et celle des autres mesures. La réglementation du secteur des transports est complexe et fait intervenir simultanément plusieurs instruments politiques différents. Ainsi, les normes d'environnement, les procédures de contrôle technique et les taxes sur les carburants sont souvent utilisées en même temps pour réduire les émissions imputables aux transports. Les programmes de mise à la casse des automobiles doivent être étudiés *dans un contexte réglementaire donné*. Leur évaluation doit rendre compte uniquement de la réduction des émissions et de l'amélioration de la sécurité qui leur sont imputables *en propre*.

Enfin, il convient de définir clairement les limites temporelles et spatiales de chacun des coûts et des avantages induits par le programme dès le début de l'évaluation, et de les respecter de manière cohérente par la suite. En ce qui concerne les limites temporelles, dans l'idéal, le dispositif doit être étudié à moyen/long terme. Les voitures sont des biens *durables*. Un véhicule acheté aujourd'hui est censé être utilisé pendant plusieurs années avant d'être retiré de la circulation. Son acquisition n'est pas sans conséquence sur d'autres décisions d'achat ultérieures. De ce fait, l'évaluation des répercussions d'un programme de mise à la casse doit porter sur plusieurs années et chercher à expliquer le comportement des différentes variables en réaction à ce programme au cours de la période considérée. Une évaluation "statique" ou à très court terme du dispositif risquerait de se révéler exagérément simpliste : elle peut rendre compte de l'augmentation soudaine du nombre d'automobiles réformées et des ventes de voitures neuves, mais pas d'une éventuelle diminution des ventes à long terme liée à la mise en œuvre des mesures. En ce qui concerne les limites spatiales, dans la mesure où les coûts comme les avantages peuvent être spécifiques à une zone, l'analyste doit s'assurer qu'ils sont évalués de manière cohérente par rapport à l'objectif particulier du programme. Si, par exemple, le but est de réduire l'impact environnemental dans certaines grandes agglomérations, il faut tenir compte du fait qu'un volume donné d'émissions dans l'atmosphère y a des répercussions supérieures à la moyenne nationale, ce qui confère normalement au programme un rapport coût-avantages plus satisfaisant. En outre, il convient de rappeler qu'un programme de mise à la casse à grande échelle appliqué dans un pays donné peut avoir des effets sur le marché international des voitures neuves et d'occasion, d'où peut-être des changements économiques et environnementaux dans d'autres États. Les

analyses coût-avantages sont en général effectuées à l'échelon national, mais les effets internationaux doivent aussi être évoqués, par exemple pour éviter le dumping écologique entre pays.

La troisième et dernière section évaluera si les programmes de mise à la casse peuvent être utilisés, et de quelle manière, pour améliorer l'environnement dans les pays anciennement socialistes. Cet ouvrage analysera en particulier l'expérience hongroise en la matière. Les informations retirées de ce cas et de l'analyse réalisée à propos des pays occidentaux permettront de dégager certaines conclusions générales valables pour les pays d'Europe orientale.

### **Encadré 1 - L'expérience des États-Unis et du Canada**

**États-Unis** - D'après les modifications apportées en 1990 à la loi sur la pureté de l'air (article 108 (f)), les "programmes de rachat de véhicules" font partie des mesures de réglementation des transports envisageables dans les zones de dépassement des normes sur l'ozone et le monoxyde de carbone, en vue de réduire les émissions dans l'atmosphère. La réduction des émissions d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub> obtenue grâce aux programmes de mise à la casse est portée au crédit de l'investisseur privé qui paye pour mettre hors service les vieux véhicules. Ce dernier peut ensuite utiliser les droits ainsi acquis pour remplir ses obligations légales ou bien les échanger sur le marché sous forme de crédits de réduction des émissions. Dans la plupart des cas, les entreprises investissant pour obtenir ces crédits étaient des sources fixes d'émissions dans l'atmosphère (raffineries ou centrales électriques, par exemple). Les crédits de réduction des émissions acquis dans le cadre d'un programme de mise à la casse ont une validité de deux ou trois ans. Passé ce délai, l'investisseur doit prendre de nouvelles mesures pour atteindre la réduction des émissions exigée par la loi.

En 1990, la compagnie pétrolière Unocal a lancé en Californie le premier programme de mise à la casse, qui reste l'un des plus importants : le South Coast Recycled Auto Programme (SCRAP). Il était initialement destiné à mettre hors service environ 7 000 voitures construites avant 1971 (c'est-à-dire de plus de 19 ans), soit environ 2 pour cent du parc d'automobiles fabriquées avant 1971 et immatriculées dans la zone de dépassement. Une prime de 700 dollars des États-Unis était offerte contre la remise des véhicules concernés. Une fois le programme lancé, la société Ford Motor, quelques concessionnaires locaux et enfin le South Coast Air Quality Management District y ont apporté une contribution financière supplémentaire, de sorte que 8 376 véhicules ont finalement été mis au rebut. L'Air Resource Board de Californie a lui aussi participé au programme en mesurant les émissions d'un échantillon d'automobiles réformées dans ce cadre et en analysant les résultats pour calculer la réduction nette des émissions ainsi obtenue.

En 1992, deux projets pilotes ont été lancés dans d'autres zones de dépassement de l'Illinois (Chicago) et du Delaware. Ils ont conduit à la mise hors service de quelques centaines de vieilles voitures. Plusieurs autres programmes de mise à la casse locaux ont été appliqués en Californie à partir de 1993, dans les régions de San Joaquin Valley, San Diego et Los Angeles. Des dispositifs similaires sont actuellement en vigueur à Phoenix (Arizona) et à Chicago (Illinois). Ils sont en général financés par le secteur privé, mais dans quelques cas (San Joaquin Valley, par exemple), ils sont pris en charge par les autorités locales. Le plus souvent, les primes versées se montent à 500-600 US\$ par véhicule. L'âge minimum requis pour qu'une automobile donne droit au versement de la prime varie en général entre 15 et 20 ans (l'âge le plus bas observé était de 12 ans dans le programme appliqué dans le Delaware). Dans la plupart des cas, ce sont les véhicules qui ne satisfaisaient plus depuis peu aux critères du contrôle technique qui donnaient droit à la prime. *Aucun* des dispositifs mis en œuvre n'a imposé aux propriétaires des véhicules concernés d'acheter une voiture *neuve* en contrepartie du versement de la prime.

En 1993, l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis a publié des directives générales relatives au calcul et à l'utilisation des crédits de réduction des émissions obtenus dans le cadre des programmes de mise à la casse. En octobre 1998, l'Air Resource Board de Californie a proposé une réglementation sur les initiatives volontaires de retrait de la circulation anticipée des véhicules légers.

**Canada** - En 1996, un programme pilote a été mis en œuvre en Colombie britannique, avec pour objectif de retirer de la circulation 1 100 véhicules anciens dans les régions des basses terres de Victoria et de la vallée du bas Fraser. Il a été financé conjointement par l'Association des concessionnaires d'automobiles de Colombie Britannique, l'Institut canadien des produits pétroliers, British Columbia Hydro et les Commissions régionales de transport de Vancouver et de Victoria. Les véhicules concernés devaient dater d'au moins 1983 et avoir récemment échoué au contrôle technique. Ils devaient être conduits jusqu'au parc à ferrailles (pour vérifier qu'ils fonctionnaient encore). La prime de mise au rebut variait en fonction de la formule de remplacement retenue : les propriétaires pouvaient recevoir 750 dollars canadiens (environ 550 US\$) s'ils achetaient une voiture neuve ou bien 500 dollars s'ils acquéraient une voiture d'occasion (à condition qu'elle n'ait pas plus de huit ans). Ils pouvaient aussi se voir accorder, en échange, une carte d'abonnement aux transports en commun locaux valable un an, d'une valeur de 1 000 dollars canadiens. Ils ont le plus souvent opté pour cette dernière formule.

## Encadré 2 - Les premiers programmes de mise à la casse européens

La **Grèce** a été le premier pays européen à recourir à ce type de mesure, entre janvier 1991 et mars 1993. Un premier programme de mise à la casse a été appliqué dans la région d'Athènes dans le but d'accélérer l'adoption des automobiles équipées d'un convertisseur catalytique et d'améliorer la qualité de l'air dans la zone. Toute personne achetant un nouveau modèle bénéficiait d'une réduction de 40 à 60 pour cent sur les droits d'accises applicables aux voitures neuves, à condition qu'elle mette au rebut une automobile de plus de dix ans. Toute personne achetant une voiture neuve munie d'un convertisseur catalytique se voyait accorder une réduction sur les taxes d'immatriculation et sur les charges routières (sans avoir à retirer de la circulation un véhicule usagé). Le programme de mise à la casse a ensuite été étendu à toute la Grèce. Les deux programmes ont pris fin en 1993.

En septembre 1993, la ville de Budapest (**Hongrie**) a lancé un programme destiné à mettre hors service les nombreuses voitures et camionnettes équipées de moteurs à deux temps encore en circulation (de marques Trabant, Wartburg ou Barkas). Tout propriétaire d'une automobile de ce type qui la mettait à la casse et la remplaçait par une voiture *neuve* choisie parmi les cinq modèles non polluants désignés par les pouvoirs publics obtenait une prime de 100 000 HUF (environ 500 US\$). Au lieu de cette prime, il pouvait aussi recevoir une carte d'abonnement permettant à tous les membres de sa famille de voyager gratuitement pendant un an sur le réseau de transport en commun de Budapest, dès lors qu'il ne remplaçait pas son ancienne voiture. Ce programme, qui est toujours en vigueur, a ensuite été étendu à toute la Hongrie. En l'occurrence, l'incitation était fournie au propriétaire par l'intermédiaire des concessionnaires d'automobiles ou des ferrailleurs, sous réserve que ceux-ci parviennent à acheter et à retirer de la circulation au moins 200 véhicules à moteur à deux temps par an. Le remplacement des vieux autobus et des vieux camions par des véhicules moins polluants (ou le remplacement de leur moteur) donne également droit au versement d'une prime.

En 1994, le **Danemark** a créé une prime de 6 500 DKK (un peu plus de 1000 US\$) versée à toute personne mettant au rebut une voiture de plus de dix ans, quel que soit le choix du véhicule de remplacement. Ce plan est demeuré en vigueur jusqu'à la fin du mois de juin 1995. Le montant de la prime est allé décroissant (diminution tous les six mois). Les véhicules ont été réformés dans leur immense majorité au cours des six premiers mois : approximativement 100 000 voitures, soit un peu plus de 6 pour cent du parc. Environ 11 pour cent des propriétaires ont remplacé leur ancienne automobile par un véhicule neuf et 19 pour cent d'entre eux ont acheté une autre voiture de plus de dix ans. Les

ménages qui n'ont pas remplacé leur véhicule sont peu nombreux. D'après les estimations, les émissions d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub> du parc danois ont diminué de 0.6 à 1 pour cent à la suite de ce programme.

Le premier programme de mise à la casse appliqué par la **France** a été lancé en février 1994 (*Prime à la casse*). Une prime de 5 000 FRF (environ 950 US\$) était accordée à toute personne qui retirait de la circulation une voiture de plus de dix ans et la remplaçait par un véhicule neuf. Le montant de la prime correspondait à environ 6 pour cent du coût moyen d'une voiture neuve en 1994. Venaient s'y ajouter les réductions supplémentaires consenties par les constructeurs et les concessionnaires. Ce programme s'est achevé en juin 1995. Un deuxième, accordant une prime de 7 000 FRF (*Prime qualité automobile*), l'a remplacé d'octobre 1995 à fin septembre 1996. L'âge minimum des véhicules a été abaissé à huit ans. La prime versée était plus faible (5 000 FRF) si le véhicule de remplacement était de taille relativement petite (gamme inférieure). Au total, 1 560 000 véhicules ont été retirés de la circulation dans le cadre de ces deux programmes. Le taux maximum de mise à la casse (8 pour cent) a été atteint en 1996. Le nombre de voitures retirées de la circulation du seul fait du programme, c'est-à-dire *non comprises* celles qui l'auraient été en son absence, a été estimé à 700 000 environ (CCFA, 1997).

En avril 1994, presque en même temps que la France, l'**Espagne** a lancé un programme similaire (Plan Renove I) qui accordait des allégements fiscaux allant de 85 000 à 100 000 ESP (630 à 750 US\$) aux personnes qui mettaient au rebut une voiture de plus de dix ans et la remplaçaient par un véhicule neuf. Ce programme a duré six mois et a été reconduit d'octobre 1994 à la fin juin 1995 (Plan Renove II), l'âge minimum du véhicule étant ramené à sept ans. Dans le cadre de ces dispositions, 211 000 et 146 000 automobiles ont été retirées de la circulation et remplacées en 1994 et 1995, respectivement (soit 11.5 et 7.4 pour cent du parc). Le nombre de véhicules remplacés, *net* de ceux qui l'auraient été en l'absence de mesures, a été estimé à 199 000 en 1994 et à *moins* 23 000 en 1995 (Licandro et Sampayo, 1997). En 1996, une réduction importante de la taxe d'immatriculation a à son tour stimulé la demande de voitures neuves (sans imposer la mise à la ferraille des vieux véhicules). Le programme de mise à la casse a été prorogé *sine die* en avril 1997 (Plan Prever).

### Encadré 3. Derniers programmes mis en œuvre en Europe

En **Irlande**, depuis juin 1995, toute personne qui mettait sa voiture au rebut (à condition qu'elle ait au moins dix ans) et en achetait une neuve obtenait une réduction de 1 000 livres (1 600 US\$) sur la taxe d'immatriculation. Le programme, qui devait initialement s'achever en décembre 1996, a été reconduit jusqu'à la fin de l'année suivante. Sur un parc d'environ 990 000 automobiles en 1995, qui est passé à 1 134 000 en 1997, 5 140, 19 400 et 35 000 véhicules ont respectivement été mises à la casse en 1995, 1996 et 1997. La majorité des véhicules retirés de la circulation dans le cadre du programme avaient entre 10 et 12 ans.

La réforme des véhicules a également fait l'objet d'incitations en **Norvège** en 1996. La mise au rebut d'une voiture de plus de dix ans donnait droit à une prime de 5 000 NOK (800 US\$). Il n'était pas obligatoire de la remplacer. Une très grande partie des automobiles retirées de la circulation a été remplacée par des véhicules d'occasion. Sous l'effet de la prime, 150 000 voitures (soit 7 pour cent du parc) sont venues *s'ajouter* à celles qui auraient été mises à la casse "naturellement".

L'**Italie** est le dernier pays européen à avoir créé des incitations pour hâter la mise à la casse des automobiles. A partir de janvier 1997, le gouvernement a octroyé une prime allant de 1.5 à 2 millions de liras (900 à 1 200 US\$) pour tout véhicule retiré de la circulation, en fonction de la taille (cylindrée du moteur) de la voiture achetée en remplacement. L'incitation était accordée à condition qu'un véhicule *neuf* soit acheté en remplacement *et* que le constructeur ou le concessionnaire réduise le prix d'un montant équivalent à la prime. Ce programme a pris fin en septembre 1997. Il a ensuite été reconduit pour quatre mois, assorti d'une prime fixe de 1.5 million de liras quel que soit le modèle, aux mêmes conditions que dans le premier programme. Environ 1 148 000 voitures usagées (approximativement 4 pour cent du parc) ont été retirées de la circulation dans le cadre du dispositif en 1997.

Un deuxième programme a été mis en œuvre de février à septembre 1998. Il prévoyait le versement d'une prime de 1.25 ou de 1.5 million de liras, sous réserve que le véhicule neuf acheté en remplacement ait une consommation moyenne de carburant (gazole ou essence) respectivement comprise entre 9 et 7 litres aux cent kilomètres ou inférieure à 7 litres. A partir d'octobre 1997, une prime a également été accordée si le véhicule neuf acheté en remplacement fonctionnait au GPL, au méthanol ou à l'électricité. Aucune date d'expiration de l'incitation (prime de 3.5 millions de liras) n'a été fixée en cas d'achat d'un véhicule de remplacement électrique.

En 1998, les pouvoirs publics italiens ont également mis en œuvre un programme de mise à la ferraille des motocycles, d'une durée d'un an, qui a été reconduit en 1999 ; un programme de mise à la ferraille des autobus a également commencé. Le Ministère des transports étudie actuellement des nouveaux programmes de mise à la casse des automobiles.

# 1. EFFETS DES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE SUR LE MARCHÉ DE L'AUTOMOBILE ET SUR L'ECONOMIE NATIONALE

## 1.1. Ventes de voitures neuves

### 1.1.1. Principaux facteurs de la demande

Quelle que soit la période, la demande de voitures est directement influencée par l'aisance financière des consommateurs. Plus précisément, elle est liée à leur revenu disponible immédiatement (en d'autres termes, elle présente une grande élasticité par rapport au revenu) et à la valeur de l'ensemble des actifs financiers et corporels hérités de la période précédente. Les taux d'intérêt jouent également un rôle très important dans la décision d'acheter ou non une voiture, tout consommateur ayant la possibilité d'accroître son revenu disponible immédiatement en empruntant de l'argent.

Ensuite, la demande de voitures est bien entendu fonction de leur prix : la corrélation est en l'occurrence négative. Cependant, la décision d'acquérir une automobile est légèrement différente de celle qui détermine l'achat de la plupart des biens non durables, en ce sens qu'elle revêt un caractère *discret*. En effet, le consommateur a rarement à décider d'acheter telle ou telle quantité du bien : il doit plutôt choisir entre en acheter ou ne pas en acheter une unité. Ce facteur est susceptible d'engendrer des "effets de seuil" dans la demande globale de voitures, dès lors que le revenu des consommateurs (ou le prix des automobiles) atteint un niveau "critique".

Comme une voiture peut durer plusieurs années, le consommateur devra en outre décider *quand* il remplace son véhicule en le vendant (ou en le mettant à la casse) pour en acheter un autre. Il diffère ou anticipe son achat en fonction de ses *prévisions* quant à l'évolution à venir de son revenu, du prix des automobiles et des autres variables pertinentes.

Compte tenu des liens avec le niveau immédiat et prévu des variables économiques évoquées ci-dessus, ainsi que des "effets de seuil" associés au

caractère discret du choix, la demande de voitures est - de même que pour la plupart des biens durables - lourdement tributaire de la situation économique et même encore plus fluctuante que celle-ci (Deaton et Muellbauer, 1981).

Le caractère durable des automobiles induit d'autres différences avec la demande des autres biens économiques. En premier lieu, la demande de voitures peut à tout moment être scindée entre une demande *nouvelle*, ou additionnelle, d'une part, et une demande *de remplacement*, d'autre part. La demande additionnelle comprend tous les véhicules (nouveaux ou d'occasion) qui s'ajoutent au parc existant et accroissent donc celui-ci. La demande de remplacement ne comptabilise que les voitures qui prennent la place de celles que leur propriétaire considère comme obsolètes pour des raisons économiques ou techniques. Il est clair que seule la seconde catégorie est visée par les programmes de mise à la casse<sup>2</sup>.

Dans la mesure où un véhicule dure plusieurs années, le choix de l'acheter *maintenant* se répercute sur les décisions que prendra son propriétaire ultérieurement. C'est pourquoi l'historique des premières immatriculations et la structure par âge du parc en circulation donnent de précieuses informations sur l'évolution future possible des achats de voitures. De ce fait, l'analyse de la demande de voitures devrait de préférence adopter un point de vue "dynamique" embrassant plusieurs années, et non pas un point de vue "statique" s'arrêtant à une seule année.

En outre, la nature durable du bien suppose aussi une différence entre le simple achat et la *propriété* d'un véhicule, d'une part, et son *utilisation*, d'autre part. Ils ne sont pas assortis du même prix : ainsi, le prix d'achat d'une automobile est différent de celui du carburant nécessaire à son fonctionnement et des frais induits par sa détention et son entretien pendant une période donnée. Toutefois, les modalités d'achat et d'utilisation interagissent et s'influencent mutuellement : par exemple, un usage intensif du véhicule entraîne sa détérioration prématurée et peut amener son propriétaire à le remplacer plus tôt par une voiture neuve.

Il est toujours difficile d'expliquer - et encore plus de prévoir - les variations de la demande de voitures imputables à la fluctuation de l'une des variables susmentionnées. La compréhension du marché est d'autant plus complexe que, loin d'être homogène, l'automobile est un bien qui revêt de multiples formes. Le marché est segmenté en fonction de la cylindrée des véhicules et de leur âge. On peut notamment distinguer deux catégories différentes de propriétaires et d'acheteurs de voitures. Les groupes aux revenus les plus élevés sont susceptibles de remplacer leur automobile par un véhicule *neuf* au bout d'un à quatre ans. Ils vendent leur ancienne voiture sur le marché

d'occasion. Ce véhicule passe ensuite de main en main sur ce marché : il est acquis successivement par des personnes aux revenus de moins en moins élevés, ou bien par des personnes aux revenus plus élevés en guise de deuxième ou troisième voiture<sup>3</sup>. Bien qu'ils soient différents, le marché des voitures neuves et celui des voitures d'occasion sont étroitement liés. Neuf ou usagé, un véhicule est un produit de remplacement, même s'il est imparfait. De plus, la valeur marchande d'une voiture d'occasion possédée par un consommateur fait partie de son patrimoine (il s'agit d'un actif corporel). Par conséquent, elle peut influencer sa demande de remplacement. Ainsi, le prix fixé sur le marché d'occasion assure le lien fondamental entre les deux segments du marché.

### ***1.1.2. Effets économiques des primes à la casse***

Pour bien comprendre la discussion qui suit, il convient d'établir une distinction entre deux grands types distincts de programmes de mise à la casse. Dans le cadre du premier, une récompense est accordée pour toute voiture réformée, *quelle que soit la décision adoptée par le consommateur quant à son remplacement*. Ainsi, la prime est versée même si le véhicule de remplacement acheté est plus ancien que celui qui a été retiré de la circulation ou si ce dernier n'est pas remplacé. Dans le deuxième cas, le versement de la prime est subordonné aux modalités de remplacement de l'ancien véhicule (en général, mais pas toujours, la nouvelle voiture doit être neuve). Ces deux types de programmes sont bien entendu destinés à influencer le choix des consommateurs quant au *renouvellement*. Ils ne visent pas les décisions d'achat de voitures nouvelles qui viennent s'ajouter au parc. Cependant, les programmes de la première catégorie laissent au consommateur la possibilité d'opter pour d'autres moyens de transport (transports en commun, motocycles, bicyclettes, etc.), alors que ceux de la deuxième l'obligent à remplacer son ancien véhicule par un autre dans un délai donné. Pour des raisons de commodité, ces deux types de programmes seront respectivement désignés, dans la suite de ce document, programmes de "primes à la casse" et de "primes au remplacement". L'expression "prime au remplacement" sera utilisée, sauf mention contraire, pour désigner les programmes qui imposent l'achat d'un véhicule de remplacement neuf, même si, du moins en théorie, ces programmes pourraient viser d'autres formes de remplacement (on en donnera un exemple à la section 3.3).

Les programmes de mise à la casse ont pour premier effet d'augmenter la valeur des véhicules ciblés. La valeur des actifs détenus par le consommateur et, au final, son revenu disponible s'en trouvent accrus. Selon la nature du programme, le surcroît de revenu disponible est ou n'est pas consacré à l'achat d'un véhicule de remplacement. Si cet achat *n'est pas* obligatoire, le surcroît de

revenu disponible peut servir à acheter n'importe quel autre bien ou encore être épargné. Cependant, compte tenu de la valeur élevée des services de transport assurés par l'automobile, seuls quelques propriétaires décident de ne pas remplacer leur ancienne voiture.

Si, en revanche, le versement de la prime est subordonné à l'achat d'un véhicule de remplacement, la répercussion du programme s'apparente davantage à un "effet sur les prix" : il diminue considérablement le coût induit par le remplacement.

Dans un cas comme dans l'autre, l'adoption d'un programme de mise à la casse a des effets non négligeables sur le marché, du fait qu'il augmente les ventes tant qu'il reste en vigueur. Néanmoins, les caractéristiques des voitures vendues ne sont pas les mêmes dans un cas et dans l'autre. De même, il y a des chances pour que l'augmentation des ventes évolue différemment dans le temps.

### *Programmes de primes à la casse*

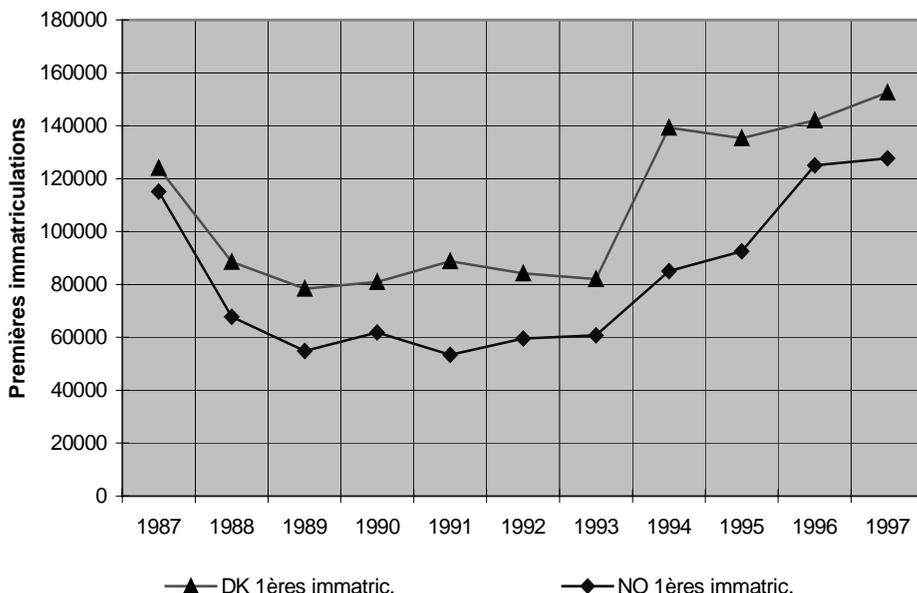
A court terme, les programmes de "primes à la casse" sont censés accroître principalement la demande de véhicules d'occasion. En effet, les primes sont versées aux propriétaires de voitures anciennes, proches de l'âge de réforme moyen. Le plus souvent, ces véhicules sont détenus par des propriétaires à faible revenu ou bien servent de deuxième ou de troisième voiture à des propriétaires à revenu élevé. Comme nous l'avons déjà signalé, ces catégories remplacent en général leur ancienne voiture par un véhicule non pas neuf, mais d'occasion. Les consommateurs qui substituent une automobile neuve à une voiture de plus de dix ans constituent une minorité (importante cependant). D'après les données relatives aux marchés danois, français et italiens, cette minorité représente annuellement quelque 10 pour cent des remplacements.

Certains propriétaires, attirés par la prime, remplacent leur voiture plus tôt qu'ils ne l'auraient fait en l'absence d'incitation. Par conséquent, après le terme du programme, les achats sont moins nombreux qu'ils ne l'auraient été si aucune mesure d'encouragement n'avait été prise. La Figure 1 illustre les effets des programmes sur les premières immatriculations au Danemark et en Norvège. Le dispositif danois est entré en vigueur en janvier 1994 et est arrivé à échéance en juin 1995. Cependant, les primes versées au premier semestre de 1995 étaient très inférieures à celles de l'année précédente et n'ont pas eu d'effet sensible. Le graphique fait clairement état d'une baisse des ventes de voitures, même si elle est faible, après la brusque augmentation de 1994. En Norvège, des primes ont été offertes en 1996. Le nombre de premières immatriculations n'a pas diminué l'année suivante, mais son augmentation a été très faible, contrairement à ce qui

s'était produit les trois années précédentes. Dans les deux cas, le graphique semble confirmer que "l'effet d'anticipation" fait diminuer les ventes totales de voitures dans la période qui suit l'application du programme.

Cet effet concerne normalement en premier lieu les achats de voitures d'occasion. Quarante cinq pour cent des propriétaires danois qui ont décidé de retirer leur automobile de la circulation ont acheté une voiture de remplacement de seconde main au cours des six premiers mois du programme. Seuls 11 pour cent d'entre eux ont acheté une voiture neuve pendant la même période (les 44 pour cent restants ont utilisé une autre voiture dont ils étaient déjà propriétaires, les transports en commun ou la bicyclette) (Transportrådet, 1995). Nous ne possédons pas de données concernant les voitures de remplacement achetées en Norvège pendant le programme. Toutefois, nous savons que le nombre d'automobiles d'occasion importées était près de trois fois plus élevé en 1996 qu'en 1995 (il est passé de 7 000 à 19 000 ; Transportøkonomisk Institutt, 1997).

Figure 1. **Évolution des premières immatriculations au Danemark et en Norvège**



Source : élaboré par la CEMT à partir de ses données et de celles de l'AAMA (1996).

Les programmes de “primes à la casse” peuvent toutefois aussi avoir des répercussions indirectes sur le segment du marché qui achète généralement des voitures neuves. La demande de voitures d'occasion augmente sous l'effet des mesures, ce qui entraînera vraisemblablement une hausse de leur valeur sur le marché. Certains automobilistes qui ont pour habitude de vendre une voiture relativement récente (qui ne donne pas droit à la prime) pour acheter un véhicule neuf peuvent décider de profiter de la hausse possible des prix de l'occasion et acquérir une automobile neuve, même s'ils ne peuvent pas bénéficier de la prime. En outre, comme les véhicules achetés dans le cadre des programmes de “primes à la casse” sont principalement d'occasion, leur durée de vie moyenne restante est inférieure à celle des voitures neuves. Par conséquent, à moyen terme, ils devront de nouveau être remplacés. Cela donnera lieu plus tard à une nouvelle “vague” de demande de véhicules de remplacement d'occasion, qui se répercutera elle aussi sur la demande d'automobiles neuves. De ce fait, la baisse des ventes de voitures neuves due à “l'effet d'anticipation” n'aura probablement qu'un impact et une durée assez limités.

#### *Programmes de primes au remplacement*

Les changements sont plus importants lorsque le programme impose de remplacer la voiture retirée de la circulation par un véhicule neuf. La plupart des consommateurs qui souhaitent bénéficier des mesures doivent modifier leurs habitudes. Non seulement ils doivent anticiper le remplacement de leur automobile pour profiter de la prime, mais aussi “passer” de la voiture d'occasion à la voiture neuve. Certains d'entre eux pouvant difficilement se permettre d'acheter une automobile neuve, ils devront vraisemblablement opter pour des modèles meilleur marché, c'est-à-dire relativement petits. Lorsque le montant de la prime versée est fixe et non pas subordonné à la cylindrée de la voiture achetée, les petits modèles sont les premiers à bénéficier des mesures d'incitation : la réduction qui découle de la prime représente un pourcentage beaucoup plus élevé de leur prix total.

Les consommateurs peuvent remplacer leur automobile pendant le programme et choisir un modèle plus petit ou de cylindrée moins importante qu'ils ne l'auraient souhaité et/ou négocier avec le concessionnaire pour obtenir un rabais supplémentaire sur le prix de la voiture neuve qu'ils veulent acheter (pour réduire la différence de valeur entre les deux modèles). En définitive, les voitures neuves et d'occasion sont presque assimilables : la diminution du prix des unes entraîne la baisse du prix des autres. A court terme, l'augmentation de la demande de voitures neuves se traduit donc en partie par une diminution de la demande de voitures d'occasion. Cela entraîne une baisse des prix de toutes les

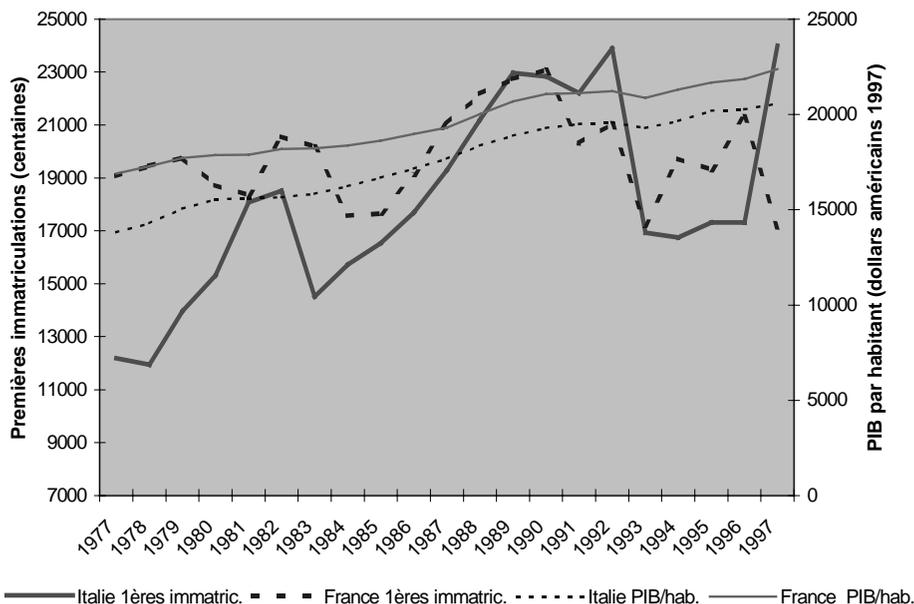
voitures de seconde main qui ne donnent pas droit à la prime<sup>4</sup> et, par conséquent, de la valeur des voitures d'un à quatre ans détenues par les ménages à haut revenu. Ces derniers modifient leurs décisions : ils peuvent par exemple différer le remplacement de leur automobile dans l'espoir que la situation sera plus favorable juste après l'achèvement du programme. Les données relatives à l'Italie indiquent que la demande de voitures d'occasion recommence à augmenter après l'abandon des mesures d'incitation, mais il faut un certain temps pour que l'offre excédentaire de véhicules de seconde main soit absorbée. Il se peut donc que les propriétaires à revenu élevé attendent que les prix des automobiles d'occasion se redressent<sup>5</sup>. Néanmoins, la valeur d'une voiture diminue au fil du temps, de sorte que différer sa vente entraîne un coût.

Les importantes campagnes de publicité lancées pendant le programme par les constructeurs et les concessionnaires pour informer les consommateurs, ainsi que la baisse générale des prix des voitures neuves, peuvent inciter les propriétaires qui ne sont pas en position de bénéficier de la prime à remplacer leur véhicule durant cette même période<sup>6</sup>. Par conséquent, il peut y avoir anticipation des achats en ce qui concerne non seulement les remplacements qui donnent droit à la prime, mais aussi certains de ceux *qui n'en bénéficient pas*. L'effet d'anticipation peut donc être encore plus sensible que nous le signalions plus haut.

La Figure 2 représente l'évolution des premières immatriculations en France et en Italie (échelle de gauche), et celle des PIB par habitant (échelle de droite). Du début des années 80 à 1993, les courbes des deux pays sont très similaires dans les deux cas : on constate une forte augmentation dans la deuxième moitié des années 80. Ensuite, le marché de l'automobile a été lourdement influencé par la récession mondiale de 1993 dans les deux pays. Ultérieurement, on observe une forte augmentation des premières immatriculations (qui passent de 1.7 million en 1993 à près de 2 millions en 1994) en France (où des primes ont été accordées de février 1994 à septembre 1996), alors qu'une crise profonde a continué de sévir en Italie pendant trois ans encore<sup>7</sup>. Les PIB par habitant ont évolué en parallèle au cours de cette période, mais les ventes de voitures ont suivi des tendances très différentes dans chacun des deux pays. En 1997, après l'interruption du programme français, les ventes de voitures neuves se sont effondrées. Ce phénomène s'est produit en dépit d'un climat économique relativement satisfaisant et peut à l'évidence s'expliquer par "l'effet d'anticipation" décrit ci-dessus<sup>8</sup>. Inversement, en 1997, le nombre de premières immatriculations a été plus élevé que jamais en Italie (2.4 millions de voitures). Les données relatives aux commandes<sup>9</sup> passées aux concessionnaires (Promotor, 10/1998) révèlent que l'augmentation des ventes était déjà considérable avant la mise en place du programme (pendant les derniers mois de 1996). Cela signifie que les

incitations sont venues renforcer une tendance à la hausse qui était déjà en cours.

Figure 2. **Évolution des premières immatriculations en France et en Italie**



Source : données de la CEMT et OCDE (1998).

A première vue, les données concernant les ventes de voitures en Espagne semblent contredire l'hypothèse de l'existence d'un "effet d'anticipation" négatif. En effet, jusqu'à présent, d'après les statistiques annuelles disponibles, les ventes de voitures n'ont pas connu de diminution dans ce pays (ou un programme de mise à la casse similaire a été appliqué). Les premières immatriculations augmentent régulièrement et rapidement tous les ans depuis 1994 (année où le programme est entré en vigueur). Cependant, la situation est assez différente en Espagne. Premièrement, le programme espagnol est toujours en vigueur et il est devenu permanent. L'intervalle pendant lequel les primes ont été supprimées a été très court (quelques mois entre le plan Renove II et le plan PREVER). Pendant ces quelques mois, les ventes de voitures ont enregistré un net repli par rapport à la période équivalente des années précédentes et sont revenues à leur niveau de 1993 (année de la récession économique). Deuxièmement, en 1996, en marge du programme de mise à la casse, les pouvoirs publics ont sensiblement réduit la taxe d'immatriculation des

automobiles (qui est passée de 12 pour cent à 7 pour cent) ; cela a considérablement encouragé la demande de remplacement, mais aussi la demande additionnelle. Enfin, le nombre de voitures pour 1 000 habitants est moins élevé en Espagne qu'en France ou en Italie (comme le montrent les Figures 10 et 11 de la section 3). Autrement dit, le marché espagnol reste plus propice à une progression de la demande *additionnelle*. Cela donne à penser que l'augmentation du PIB espagnol entraîne une hausse plus sensible de la demande "nouvelle" que dans les deux autres pays (où le marché est plus proche de la saturation et où les ventes annuelles découlent principalement de la demande de véhicules de remplacement). L'augmentation de la demande additionnelle a peut-être compensé un certain tassement de la demande de remplacement lié à "l'effet d'anticipation" en Espagne.

En résumé, à très court terme, les programmes de "primes au remplacement" tels que ceux qui ont été mis en œuvre en France et en Italie accroissent la demande de voitures neuves beaucoup plus que les programmes de "primes à la casse". Cependant, cette augmentation semble due au fait que les consommateurs anticipent le remplacement de leur véhicule et peut entraîner une nette diminution des ventes d'automobiles neuves par la suite, notamment dans les pays où le parc est stable ou s'accroît très lentement. De sorte que si on compare les taux de progression moyens à plus long terme, la différence entre programmes de "primes à la casse" et de "primes au remplacement", du point de vue de l'augmentation des ventes de voitures neuves, peut tendre à se réduire.

## **1.2. Prix et bénéfices de l'industrie automobile**

Les programmes de "primes à la casse" accroissent la demande de véhicules d'occasion, ce qui est susceptible de faire augmenter leur prix. Néanmoins, dans une économie ouverte, le surcroît de demande peut être satisfait par l'importation de véhicules de seconde main bon marché en provenance de l'étranger. Cela estompe l'effet sur les prix, mais provoque l'arrivée d'automobiles en mauvais état dans la région concernée.

D'après les observations, les prix des voitures neuves ne subissent pas de fluctuations particulières par rapport à la tendance naturelle dans les zones où les programmes sont appliqués.

Les programmes de "primes au remplacement" qui imposent l'achat d'une voiture neuve ont un effet radicalement différent sur les prix. Dans des conditions de marché habituels pour les pays Membres de l'OCDE, c'est-à-dire sans contraintes d'approvisionnement et avec des capacités de production excédentaires, ils entraînent en général une diminution considérable des prix des

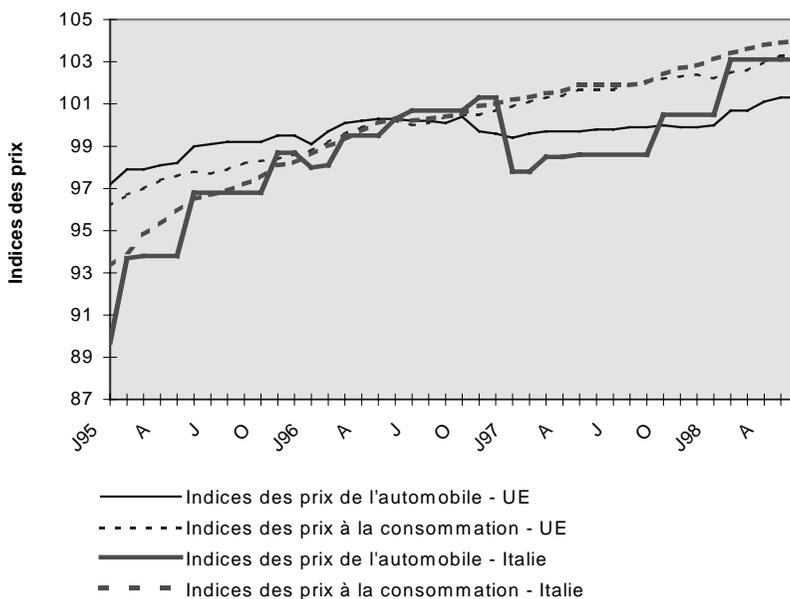
véhicules neufs et de toutes les automobiles d'occasion qui n'ont pas l'âge minimum requis. Tout d'abord, les constructeurs et les concessionnaires abaissent les prix des grosses cylindrées, pour essayer de compenser l'augmentation de la demande de petites voitures. Ensuite, en vertu des mécanismes que nous venons de décrire, les prix des voitures d'occasion baissent à leur tour. Cela entraîne une diminution des prix des véhicules neufs. En outre, l'entrée en vigueur de mesures incitatives déclenche souvent une guerre commerciale entre les différents constructeurs, qui essaient de conquérir des parts de marché ou simplement de ne pas en perdre. Enfin, juste après l'expiration du programme, l'effet d'anticipation se traduit par une diminution de la demande de voitures neuves, ce qui a de nouveau un effet négatif sur les prix. A titre d'exemple, la Figure 3 reflète la baisse des prix qui a suivi l'entrée en vigueur des primes en Italie<sup>10</sup>, en janvier 1997. La diminution est de l'ordre de 3.5 pour cent en termes nominaux et bien supérieure en termes réels. Les chiffres fournis par le graphique représentent l'indice correspondant à l'ensemble des voitures vendues sur le marché et non pas uniquement à celles qui ont été vendues dans le cadre du programme (qui représentent de l'ordre de 10 pour cent de l'échantillon pris en compte pour bâtir l'indice). La baisse est plus forte pour les véhicules de grosse cylindrée, celles-ci étant susceptibles d'être moins demandées que les petites voitures. Par ailleurs, en termes réels, la baisse des prix s'est révélée définitive et n'a pas été compensée par une augmentation ultérieure<sup>11</sup>. Il est vrai que la chute des prix réels des automobiles doit être replacée dans le contexte de la diminution généralisée des prix en la matière à l'échelle mondiale. Cependant, les programmes de mise à la casse de ce type anticipent et renforcent la tendance.

Toutes choses égales par ailleurs, l'augmentation à court terme des ventes de voitures neuves devrait considérablement accroître les bénéfices de l'industrie automobile. Néanmoins, trois facteurs réduisent sensiblement cette progression potentielle. Premièrement, la baisse des prix généralisée que nous venons de mentionner. Deuxièmement, l'évolution des premières immatriculations en faveur des petites voitures (mise en évidence dans le tableau 1 relatif à l'Italie, par exemple), sur lesquelles les marges bénéficiaires des constructeurs et des concessionnaires sont inférieures. Qui plus est, les bénéfices peuvent encore diminuer à moyen terme en raison de "l'effet d'anticipation". Ainsi, une partie de l'augmentation des bénéfices ne correspond pas à une hausse réelle, mais plutôt à une fluctuation dans le temps.

Enfin, les expériences passées ont montré qu'il peut y avoir une redistribution des parts de marché entre les différentes entreprises dans un pays donné : les constructeurs qui proposent les petites voitures les plus intéressantes pendant la mise en œuvre du programme s'arrogent un pourcentage considérable

de l'ensemble des immatriculations. Par conséquent, toutes les entreprises ne tirent pas réellement avantage des mesures incitatives.

Figure 3. **Indice des prix en Italie et dans l'Union Européenne (base 100 en 1995)**



Source : C.C.F.A. (1997).

Tableau 1. **Premières immatriculations en Italie par cylindrées (1996-1997)**

Cylindrée (litres)	1996		1997	
	Voitures	%	Voitures	%
< 0.9 l.	89 479	5%	180 446	7%
0.9 - 1.3 l.	626 305	35%	984 379	40%
1.3 - 1.5 l.	245 877	14%	339 275	14%
1.5 - 1.75 l.	350 588	20%	427 067	17%
1.75 - 2.0 l.	364 079	21%	425 869	17%
2.0 - 2.5 l.	81 112	4%	91 730	4%
>2.5 l.	16 989	1%	19 731	1%
<b>Total</b>	<b>1 774 429</b>	<b>100%</b>	<b>2 468 497</b>	<b>100%</b>

Source : élaboré par la CEMT à partir de données de l'ACI.

Outre l'augmentation éventuelle des bénéfiques, les programmes de mise à la casse comportent d'autres avantages indéniables pour les constructeurs. Les charges fixes de ce secteur sont relativement élevées et ils doivent produire un nombre minimum de véhicules pour atteindre une rentabilité optimale. En période de baisse des ventes, constructeurs et concessionnaires accumulent en général des stocks importants. Cela les oblige à abaisser leurs prix de vente et à mettre en place des programmes de reprise des anciens véhicules autofinancés, afin de stimuler la demande. Si l'Etat, ou un intervenant "extérieur"<sup>12</sup>, prend à sa charge une partie de ces rabais, il allège considérablement les frais supportés par les constructeurs. Cela peut aussi aider ces derniers à atténuer les effets d'un fléchissement de l'activité et à atteindre le niveau de production optimal (mais l'effet d'anticipation risque d'engendrer ultérieurement un coût supplémentaire).

Dans l'ensemble, il est difficile d'évaluer les répercussions des programmes de mise à la casse sur l'industrie automobile. Les programmes de *primes à la casse* sont susceptibles d'avoir des effets, quoique limités, sur les ventes et les bénéfiques, à court et à moyen terme. Les programmes temporaires de *primes au remplacement* sont bénéfiques à très court terme (tant que le dispositif est en vigueur), mais ils ont un coût à moyen/long terme qui peut annuler les avantages à court terme, notamment pour certaines entreprises (celles qui ne vendent pas, de manière générale, de voitures de petite cylindrée).

### **1.3. Effets sur l'économie nationale**

Les programmes de "primes au remplacement" passent généralement pour avoir des retombées positives sur la croissance du PIB et sur l'emploi dans les pays disposant d'une industrie automobile puissante. En outre, les mesures de ce type sont jugées bénéfiques pour les finances publiques, car le surcroît de recettes fiscales qu'engendrent les ventes de véhicules neufs (TVA, droits d'accises et taxe d'immatriculation) est censé être supérieur au coût total du programme.

Nous possédons peu de données pour vérifier si la première de ces hypothèses est fondée. D'après une estimation de la banque centrale d'Italie (Banca d'Italia, 1998), en 1997, environ 0.4 pour cent de la croissance du PIB (qui avait augmenté de 1.5 pour cent au total par rapport à 1996) peut être attribué à la progression des ventes d'automobiles. Entre 1996 et 1997, l'Italie a en fait enregistré l'augmentation du nombre de premières immatriculations la plus importante qu'elle ait connue en vingt ans : celui-ci a fait un bond de 40 pour cent, passant de 1.74 à 2.47 millions. Mais cette progression ne peut pas être attribuée en totalité à l'effet de l'incitation à la mise à la casse. Le marché, qui avait stagné pendant quatre années consécutives, montrait déjà des signes de

reprise à la fin de 1996 : les commandes passées aux concessionnaires étaient déjà en hausse à ce moment. Une partie des automobiles remplacées dans le cadre du programme auraient donc pu l'être en son absence, sans que cela entraîne de dépenses pour l'Etat. En outre, il conviendrait de dresser un bilan plus complet au moyen d'une analyse à plus long terme, afin de déterminer si l'effet d'anticipation risque de provoquer dans l'avenir une baisse du marché de l'automobile (il semblerait qu'il y ait eu une forte chute des premières immatriculations en janvier 1999) et d'évaluer les coûts sociaux qu'il entraînerait alors. En conclusion, on ne dispose pas de données suffisantes pour déterminer dans quelle proportion le programme a contribué à la hausse du PIB. On peut avancer qu'il a assurément eu un effet positif, surtout à court terme, mais son effet sur le long terme est très incertain.

En ce qui concerne les finances publiques, le point de vue formulé ci-dessus est assez simpliste et même erroné. La seule comparaison entre le coût du financement de la prime et les recettes de TVA/taxe d'immatriculation ne rend pas compte de trois facteurs essentiels. Tout d'abord, certains des véhicules retirés de la circulation auraient nécessairement été mis à la casse et remplacés dans un délai relativement bref. Le coût de la prime, dans le cas de ces automobiles, représente une perte sèche pour l'Etat et la société. Les recettes fiscales auxquelles elles donnent lieu auraient de toute façon été perçues par l'Etat, même en l'absence d'incitation. Elles ne doivent donc pas être prises en considération dans le calcul des effets du programme sur les finances publiques.

Ensuite, le programme accroît les ventes et les taxes associées à très court terme, mais il est susceptible de les *réduire* à moyen terme si on les compare avec ce qu'elles auraient été en son absence. Une diminution équivalente des recettes fiscales est donc prévisible à moyen terme. Autrement dit, plutôt que d'accroître les recettes fiscales, le programme a plus de chances, une fois encore, de susciter une anticipation des recettes.

Enfin, le budget des consommateurs étant fixe, il y a des chances pour que l'augmentation des achats de voitures réduise leur revenu disponible pour d'autres dépenses, notamment en ce qui concerne les autres biens durables. En 1997, par exemple, les statistiques italiennes font état d'une diminution des dépenses liées à l'ameublement, à la construction de logements et à leur entretien. Ces dépenses donnent lieu au versement d'une TVA. Si elles reculent sous l'effet du programme, les recettes de l'Etat diminuent en proportion.

En conséquence, il est globalement faux, surtout en l'absence d'analyses quantitatives approfondies, de dire que les programmes de primes au remplacement ont un effet bénéfique sur les finances publiques.



## 2. EFFETS DES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE SUR L'ENVIRONNEMENT

### 2.1. Principales retombées sur l'environnement à évaluer

Les répercussions que peut avoir le renouvellement du parc automobile sur l'environnement sont principalement de deux ordres. Premièrement, le remplacement des anciens véhicules par des voitures neuves peut modifier les émissions dans l'atmosphère. Dans la mesure où les véhicules plus récents présentent en général des performances nettement supérieures du point de vue environnemental, il est admis que si on accélère le renouvellement du parc en éliminant les années modèles les plus polluantes, la pollution atmosphérique s'en trouve considérablement réduite.

Deuxièmement, la fabrication et la démolition des automobiles accélèrent la transformation des ressources naturelles (utilisées dans la production de voitures neuves) en déchets (dérivés de la mise au rebut des anciens véhicules). L'augmentation du rythme de réforme des automobiles peut avoir des retombées négatives sur l'environnement du fait qu'elle accentue toutes les répercussions de la production, de la mise au rebut, de la démolition et du recyclage des voitures.

Le premier effet peut être considéré comme un coût externe "variable", en ce sens que son ampleur est une fonction du niveau d'utilisation des véhicules concernés (le nombre de kilomètres qu'ils parcourent). Le second doit être considéré comme un coût externe "fixe", dans la mesure où il est lié à des opérations réalisées une fois pour toutes sur chaque automobile.

S'agissant de l'estimation des coûts externes engendrés par un véhicule tout au long de son cycle de vie, la part *variable* des coûts totaux augmente bien entendu avec la durée de vie du véhicule. De même, si on se fonde sur les coûts *par véhicule-kilomètre* parcouru, il est évident que plus la durée de vie est courte, plus la part des coûts externes fixes est élevée.

C'est pourquoi les deux types de répercussions mentionnés ci-dessus sont susceptibles d'entraîner l'évaluation environnementale des programmes de mise à la casse dans des directions opposées. D'une part, la réduction de la durée de vie des véhicules anciens a un effet positif, car elle peut faire diminuer leurs coûts externes variables. D'autre part, elle a un effet négatif à long terme, du fait qu'elle augmente le nombre d'opérations de production et de démolition induites par le renouvellement du parc automobile (autrement dit, elle augmente les coûts fixes externes par véhicule-kilomètre).

Dans le cas des programmes temporaires non répétitifs, les coûts environnementaux fixes de la construction et de la démolition des automobiles peuvent être considérés comme des "coûts irréversibles". Une fois la voiture construite, il est impossible de réduire les coûts environnementaux induits par le processus de fabrication. L'impact lié à la réforme et à la démolition de la voiture peut être avancé ou différé, mais il reste inévitable : il se serait produit de toute manière. Ces coûts ne doivent donc *pas* entrer en ligne de compte dans l'analyse environnementale, ce qui n'est plus vrai dans le cas des programmes de mise à la casse permanents, ni d'ailleurs des programmes qui se répètent au cours du temps. C'est la raison pour laquelle, aux fins d'évaluation générale des programmes de mise à la casse, il est important de comprendre l'ampleur relative de chacun des deux types de répercussions sur l'environnement.

Selon des études antérieures, les coûts environnementaux externes induits en "amont" et en "aval" du cycle de vie d'une automobile (c'est-à-dire par sa construction et sa démolition) sont nettement inférieurs à ceux que le véhicule entraîne dans le cadre de son utilisation. D'après Teufel *et al.* (1993), environ 30 pour cent des besoins en énergie d'une voiture sur l'ensemble de son cycle de vie sont liés à sa production et à son élimination. Les 70 pour cent restants ont pour origine son utilisation. Il en ressort que l'analyse devrait mettre l'accent sur la phase d'utilisation des véhicules.

Cela étant, les besoins en énergie ne constituent pas un indicateur totalement satisfaisant de l'impact environnemental qui leur est imputable. Par exemple, une même quantité d'essence n'a pas les mêmes répercussions selon qu'elle est consommée dans une zone urbaine densément peuplée ou dans la campagne. Le tableau 2 reprend certains des résultats du projet de recherche ExternE-Transport sur les externalités des transports (Bickel *et al.*, 1997).

**Tableau 2. Estimation des coûts externes induits  
par l'utilisation des automobiles**

<b>Carburant utilisé</b>	<b>Année modèle des véhicules</b> Caractéristiques techniques	<b>Dommages dus à l'utilisation</b> (déplacements entre villes) (ECU/1 000 véh.-km)
essence	Moteur EURO-2	7.60
essence	Années 90 - avec catalyseur à trois voies	10.19
essence	Années 80 - avec catalyseur à trois voies	17.63
essence	Années 80 - sans catalyseur	43.22
gazole	Années 90 – diesel	24.37
gazole	Années 80 – diesel	30.24

*Source : Bickel et al., 1997.*

Les coûts externes indiqués dans la troisième colonne reflètent le consentement à payer des consommateurs pour une atteinte physique donnée à la santé humaine ou à l'environnement. Les atteintes physiques ont été évaluées suivant une méthode ascendante d'analyse du cheminement de l'impact. En d'autres termes, l'estimation tient compte de la zone où s'effectuent les déplacements, des modalités de dispersion dans l'atmosphère des polluants émis et de la répartition géographique des sujets exposés à la pollution. Ces chiffres ne comprennent ni les effets des accidents de la route sur la santé humaine, ni les coûts externes de la pollution acoustique. En outre, les résultats indiqués renvoient à des déplacements entre deux villes allemandes (Stuttgart et Mannheim). Les déplacements intra-urbains ont des répercussions beaucoup plus importantes<sup>13</sup>. Les chiffres de la troisième colonne peuvent donc être considérés comme une estimation prudente des coûts externes de l'utilisation des automobiles.

Cette même étude évalue les coûts externes imputables aux opérations effectuées en amont et en aval, sur la base d'une revue des publications effectuée par Bickel *et al.* (1997). Considérant qu'une voiture dure environ 10.6 ans et parcourt 150 000 kilomètres au total, elle estime le coût induit par les phases de construction, de démolition, de mise au rebut et de recyclage à 6.6 ECU/1 000 véh.-km en moyenne. Si on prend une durée d'utilisation de sept ans (limite inférieure adoptée dans les programmes français et espagnol) et une

distance parcourue de 100 000 km sur ce temps, le coût kilométrique moyen monte à environ 10 ECU/1000 véh.-km.

Tous ces résultats sont très approximatifs, mais ils indiquent clairement que, dans le cas des anciens modèles (des années 80 et antérieurs), l'impact des opérations en amont et en aval est sensiblement moindre que celui de l'utilisation d'une voiture (6.6 ECU/1 000 véh.-km contre plus de 40 ECU/1 000 véh.-km), alors que cet écart se réduit considérablement dans le cas des modèles les plus récents, dont le coefficient d'émission a été significativement réduit. Les dommages provoqués par véh.-km par l'utilisation d'un véhicule équipé d'un moteur Euro-2 sont du même ordre de grandeur que ceux qui découlent de sa construction et de sa démolition. Il convient de ne pas oublier que les estimations des coûts externes fournies dans le tableau 2 sont relativement prudentes et que les coûts externes moyens de l'utilisation d'une voiture peuvent être supérieurs (notamment dans le cas des déplacements intra-urbains dans les zones densément peuplées). Cependant, comme l'ont confirmé d'autres études (voir par exemple CEMT, 1998), l'ordre de grandeur est peu susceptible de varier dans des proportions importantes.

Il faut en déduire que l'évaluation des programmes de mise à la casse *existants* (qui visent à éliminer immédiatement les vieux véhicules polluants) doit davantage mettre l'accent sur l'utilisation des automobiles que sur les autres phases de leur cycle de vie. Cette conclusion ne s'appliquerait peut-être pas dans le cas d'un programme hypothétique qui serait mis en œuvre d'ici dix ou quinze ans dans le but d'éliminer les véhicules à moteur Euro-2 (et antérieurs).

Dans leur conception, les nouveaux modèles de voiture sont bien entendu de plus en plus respectueux de l'environnement et le nombre des pièces recyclables est de plus en plus grand. Il s'ensuit que les atteintes à l'environnement liées aux opérations d'amont et d'aval devraient diminuer elles aussi, ce qui rétablirait l'équilibre entre les coûts externes "fixes" et "variables". Toutefois, les opérations de recyclage consomment elles aussi de l'énergie et sont à l'origine d'une certaine pollution (elles ne sont certainement pas inoffensives pour l'environnement). Il est par conséquent impossible de réduire les coûts environnementaux fixes au-delà d'un certain seuil.

En résumé, les programmes temporaires non répétitifs peuvent avoir des effets favorables sur la part variable des coûts d'environnement, et n'ont pas d'effet notable sur la part fixe de ceux-ci. A l'heure actuelle, on ne peut tirer aucune conclusion précise quant aux effets sur l'environnement des programmes *permanents* de mise à la casse, car il est trop difficile de prévoir les progrès techniques et leurs conséquences pour l'environnement. Les données actuellement disponibles<sup>14</sup> permettent de penser qu'à brève échéance, un

programme *permanent* pourrait même avoir des effets négatifs sur l'environnement. Toute proposition de mettre en œuvre un tel programme devrait faire l'objet d'une évaluation méticuleuse et approfondie qui prenne en considération les deux types de coûts externes et comporte des estimations quantitatives dans toute la mesure du possible. Il n'est pas exclu qu'il existe dans l'avenir de bonnes raisons d'encourager les consommateurs à conserver leur voiture plus longtemps et non à anticiper leur mise à la casse, par exemple, afin de réduire la consommation de matières premières sous l'égide de possibles stratégies envers le développement durable.

Le présent ouvrage met quant à lui l'accent sur l'impact environnemental de l'utilisation des automobiles (c'est-à-dire des émissions de gaz d'échappement), dans la mesure où il vise à dresser le bilan des programmes déjà mis en œuvre.

## **2.2. Estimation de la variation des émissions dans l'atmosphère**

### **2.2.1. Mécanisme des programmes de mise à la casse**

Les programmes de mise à la casse reposent sur un concept relativement simple. Des études<sup>15</sup> ont montré que la distribution de l'ensemble des émissions d'un parc automobile entre tous les véhicules qui le composent était assez déséquilibrée : un petit pourcentage du parc produit une proportion considérable des émissions totales, notamment en ce qui concerne le monoxyde de carbone et les hydrocarbures (cf. tableau 3). Les émissions de substances polluantes dans l'atmosphère par kilomètre parcouru sont nettement plus importantes dans le cas des modèles anciens que dans celui des modèles récents. Ainsi, la plupart des véhicules les plus polluants sont de très vieilles voitures.

A partir de ces constatations, la conclusion semble s'imposer : s'il est possible, au moyen d'un programme incitatif, de supprimer le petit groupe des "gros pollueurs" et de remplacer ceux-ci par des véhicules plus récents et plus propres, la pollution atmosphérique sera considérablement réduite pour un coût relativement limité (puisque les propriétaires de "gros pollueurs" auxquels sera versée la prime sont assez peu nombreux). Bien que cette formule ne soit pas compatible avec le principe pollueur-payeur, elle permet d'internaliser les coûts environnementaux externes : par l'intermédiaire de l'État, la communauté (victime de la pollution atmosphérique) paie les propriétaires pour qu'ils remplacent leurs véhicules polluants par d'autres plus propres, ce qui réduit les émissions.

Malheureusement, la mise en œuvre de cette idée simple est dans la réalité beaucoup plus complexe que ne le donne à penser cette brève description. Premièrement, comme nous le verrons plus en détail au point 2.3.1, le lien entre l'âge des véhicules et leur coefficient d'émissions moyen n'est pas uniforme : il est établi que les voitures d'une même année modèle ne produisent pas toutes les mêmes émissions (Hall, 1995). Deuxièmement, le volume *total* des émissions produites pendant une période donnée est fonction de plusieurs variables. Les programmes de mise à la casse visent à modifier un nombre limité d'entre elles de manière précise. Cependant, ces variables interagissent et sont également liées à d'autres facteurs qui influencent le comportement des propriétaires et, par cet intermédiaire, les émissions de l'ensemble du parc. Ces interactions directes et indirectes déterminent l'efficacité et le rapport coût-efficacité du programme mis en œuvre, et elles peuvent aboutir à un résultat très éloigné de l'objectif visé.

**Tableau 3. Distribution des émissions d'hydrocarbures et de monoxyde de carbone dans le parc automobile des États-Unis**

<b>Déciles du parc</b>	<b>Émissions d'hydrocarbures</b> (% du total)	<b>Émissions de monoxyde de carbone</b> (% du total)
10 <sup>e</sup>	44.2	31.7
9 <sup>e</sup>	15.2	19.5
8 <sup>e</sup>	10.7	14.4
7 <sup>e</sup>	8.2	10.6
6 <sup>e</sup>	6.6	7.8
5 <sup>e</sup>	5.3	5.7
4 <sup>e</sup>	3.9	4.2
3 <sup>e</sup>	2.8	2.9
2 <sup>e</sup>	1.9	2.0
1 <sup>er</sup>	1.1	1.1

Source : Glazer *et al.*, 1995.

### 2.2.2. Principales variables déterminant les émissions du parc automobile

Tout d'abord, les émissions totales d'un polluant atmosphérique quel qu'il soit augmenteront vraisemblablement avec le nombre de véhicules appartenant au parc, c'est-à-dire avec la *taille* de ce dernier<sup>16</sup>. En outre, la quantité d'émissions polluantes est corrélée positivement avec le nombre moyen de *véhicules-kilomètres parcourus* (VKP) par an, qui est lui-même fonction d'une multitude de facteurs socio-économiques déterminant l'offre et la demande de transport.

La troisième variable essentielle est le *coefficient d'émission moyen* du parc automobile, c'est-à-dire la quantité de polluant atmosphérique, quel qu'il soit, émise par kilomètre parcouru, toutes choses égales par ailleurs (pour un type de conduite donné et bien défini). Du strict point de vue technique, il n'est pas particulièrement significatif de se référer au coefficient d'émission moyen de l'ensemble du parc : il conviendrait de tenir compte de certaines nuances liées au type de carburant utilisé, à l'âge et à la technologie employée (véhicules avec ou sans convertisseur catalytique, par exemple). Néanmoins, nous faisons la plupart du temps référence à un coefficient d'émission moyen représentatif de l'ensemble du parc automobile dans la suite du texte, car cette mesure facilite souvent la compréhension de la démonstration sans rien retrancher à son exactitude. Des précisions supplémentaires sont apportées lorsque cela s'impose.

Enfin<sup>17</sup>, le calcul des émissions dues aux transports routiers doit systématiquement prendre en considération le *type de conduite* auquel sont soumis les véhicules concernés, car il exerce une influence considérable. La quantité moyenne de polluant émis par kilomètre, quelle qu'en soit la nature, peut varier considérablement en fonction de la vitesse, de la fréquence des arrêts/redémarrages, des temps de pause, du nombre de démarrages à froid. Si les variables telles que la taille du parc et le nombre moyen de véhicules-kilomètres parcourus (VKP) ont assurément une corrélation positive avec les émissions du parc dans son ensemble pour chacun des polluants considérés, les différents types de conduite ont des conséquences diverses suivant les polluants et il n'est pas possible de tirer des conclusions précises sur la base d'une description rapide ou sommaire de la relation entre la vitesse moyenne d'un véhicule (qui peut être utilisée pour représenter le type de conduite) et son coefficient d'émission. Nous devons nous contenter d'un constat certes important, mais qui n'a qu'une portée générale. Les encombrements sont plus susceptibles de se produire dans les zones urbaines/métropolitaines. Dans celles-ci, la fréquence des embouteillages entraîne bien souvent une diminution de la vitesse moyenne, la multiplication des arrêts et des redémarrages, et l'augmentation du taux d'émission pour la plupart des polluants atmosphériques

(abstraction faite des  $\text{NO}_x$  ; CEMT, 1998c). Ainsi, de manière générale, le taux d'émission dans l'atmosphère est plus élevé pour la majeure partie des polluants considérés lorsque les véhicules sont soumis à une conduite typiquement *urbaine* plutôt qu'à une autre.

La mise en œuvre d'un programme destiné à accélérer la réforme des véhicules peut avoir des effets directs ou indirects sur les quatre variables susmentionnées. Tous ces effets éventuels doivent être évalués. Cependant, comme le montrent les paragraphes suivants, deux d'entre elles surtout (le taux d'émission et le kilométrage moyen parcouru) jouent un rôle essentiel dans l'évaluation.

### ***2.2.3. Estimation de l'importance de la réduction obtenue***

La quantité de pollution produite par un seul et même véhicule pendant une unité de temps donnée (un an, par exemple) est fonction de son taux d'émission moyen (TE, exprimé en grammes par kilomètre parcouru pour chaque polluant) et de son intensité d'utilisation (VKP) pendant l'année. Retirer un véhicule ancien de la circulation avant l'âge "normal" revient à supprimer les émissions qu'il aurait provoquées pendant son espérance de vie restante s'il n'était pas mis au rebut de manière anticipée. S'il existe des raisons statistiques (âge moyen des véhicules appartenant à un parc donné) ou techniques pour supposer que le véhicule réformé aurait duré L années de plus, le volume total d'émissions évitées peut être représenté simplement par<sup>18</sup> :

$$\text{Emissions évitées par la réforme d'un vieux véhicule} = TE_{\text{vieux}} \times VKP_{\text{vieux}} \times L_{\text{vieux}}$$

où l'indice "vieux" signale que le modèle retiré de la circulation était ancien.

Par ailleurs, le propriétaire de la voiture retirée de la circulation doit trouver un nouveau moyen de transport pour parcourir les distances qu'il couvrait avec son ancien véhicule. Quel que soit le véhicule de remplacement, il produit des émissions à un taux moyen donné pour un kilométrage donné et pendant le nombre d'années L considéré plus haut. De ce fait, la réduction des émissions dans l'atmosphère obtenue grâce à la mise au rebut du véhicule n'est pas aussi importante qu'indiquée : les émissions du véhicule de remplacement doivent être soustraites du volume précédemment désigné "émissions évitées". Ainsi, la réduction *nette* des émissions obtenues par la réforme d'un vieux véhicule est représentée par la formule suivante :

$$\text{Emissions nettes évitées par la réforme d'un vieux véhicule} = \\ (TE_{\text{vieux}} \times VKP_{\text{vieux}} - TE_{\text{rempl}} \times VKP_{\text{rempl}}) \times L$$

où l'indice "rempl" signale le taux d'émission moyen et le kilométrage annuel du véhicule de remplacement choisi par le consommateur. On suppose que le comportement du conducteur et ses habitudes de conduite ne sont pas modifiées par le changement de voiture. Il convient de souligner qu'il n'y a pas de raison de penser que le véhicule de remplacement sera plus récent que celui qui a été retiré de la circulation, à moins que le programme n'impose des obligations particulières à cet égard. En outre, il peut aussi s'agir d'un moyen de transport différent : le véhicule de remplacement n'est pas nécessairement une autre voiture.

Enfin, si le programme conduit à la suppression d'un nombre N de vieilles voitures et à leur remplacement par le même nombre d'automobiles plus récentes, la réduction totale des émissions obtenue peut s'écrire approximativement :

$$\text{Emissions nettes évitées par la réforme de N vieux véhicules} = \\ (TE_{\text{vieux}} \times VKP_{\text{vieux}} - TE_{\text{rempl}} \times VKP_{\text{rempl}}) \times L \times N$$

$TE_{\text{vieux}}$ ,  $VKP_{\text{vieux}}$ ,  $TE_{\text{rempl}}$  et  $VKP_{\text{rempl}}$  représentent manifestement dans ce cas les caractéristiques moyennes des populations considérées et non plus les performances d'un véhicule déterminé.

Cette formule est en fait une version légèrement simplifiée de celles que donnent certaines directives américaines relatives au mode de calcul de la réduction des émissions obtenue grâce au programme (voir California EPA-ARB, 1998).

Par conséquent, afin d'améliorer l'efficacité des programmes de mise à la casse du point de vue environnemental, c'est-à-dire d'accroître la réduction des émissions dans le cas des polluants ciblés, les responsables peuvent agir sur quatre variables différentes.

Premièrement, ils peuvent essayer d'obtenir un écart aussi grand que possible entre le taux d'émission moyen des véhicules retirés de la circulation et celui des véhicules de remplacement. En d'autres termes, ils doivent veiller à ce que les véhicules mis au rebut soient bien *choisis* parmi les "gros pollueurs" dont nous avons parlé et à ce que les véhicules de remplacement soient relativement propres.

Deuxièmement, ils doivent cibler les véhicules qui ont une durée de vie restante  $L$  importante. Il convient de ne jamais oublier que toutes les voitures retirées de la circulation avec une prime *seraient mises au rebut de toute façon quelques années plus tard*, même en l'absence d'intervention. Si les véhicules récupérés dans le cadre du programme sont proches de l'âge de la réforme, les dépenses ne servent à obtenir qu'une réduction négligeable, voire nulle, des émissions. Il en résulte une perte sèche pour l'économie, quelle que soit la source de financement du programme.

Les responsables peuvent aussi agir sur le nombre de VKP et s'assurer que les véhicules retirés de la circulation parcourent bien de manière régulière un nombre minimum de kilomètres par an. Il ne serait pas avantageux, en effet, de verser une prime pour la mise au rebut d'un véhicule peu utilisé (même s'il n'est pas proche de l'âge de la réforme). En outre, lorsque le remplacement donne lieu à une réduction du volume de polluants émis *par kilomètre*, plus le kilométrage parcouru annuellement par le propriétaire est élevé, plus la réduction totale des émissions est importante.

Enfin, la dernière possibilité permettant d'optimiser la réduction des émissions considérées consiste à remplacer un grand nombre  $N$  de voitures (en s'efforçant toujours, bien entendu, de cibler correctement les véhicules retirés de la circulation et les véhicules de remplacement).

L'influence exercée sur les variables indiquées est essentiellement déterminée par les caractéristiques du programme.

## **2.3. Conception du programme et effets sur les variables ciblées**

### **2.3.1. Coefficient d'émission moyen**

Il existe principalement deux façons d'accroître l'écart entre le taux d'émission des véhicules retirés de la circulation et celui des véhicules de remplacement. La première consiste à cibler et à éliminer les véhicules les plus polluants en augmentant la valeur du premier terme de la soustraction dans la formule indiquée ci-dessus. Concrètement, ce résultat a été obtenu essentiellement en imposant un âge minimum aux véhicules qui donnent droit à une prime et en mesurant les taux d'émission dans le cadre des contrôles techniques. La deuxième solution met davantage l'accent sur les véhicules de remplacement et vise à garantir qu'ils sont choisis parmi les modèles disponibles les plus "propres" (afin de faire diminuer la valeur du deuxième terme). Pour ce faire, la plupart des programmes obligent les bénéficiaires de la prime à acheter

une voiture neuve en remplacement de l'automobile retirée de la circulation. On pourrait imaginer un programme qui prévoit une prime différenciée selon la performance environnementale du véhicule acheté – par exemple, une prime plus importante pour l'achat d'un véhicule qui respecte des normes plus strictes, programmées pour une mise en application générale à une échéance future.

Il y a très peu de chances pour qu'un programme de mise à la casse puisse agir simultanément sur *les deux* termes de la soustraction. Dans la plupart des cas, les propriétaires de véhicules anciens et très polluants n'ont pas le profil de l'acheteur potentiel de voitures neuves. Leurs caractéristiques socio-économiques, leurs revenus, leurs habitudes et leurs comportements sont différents. Il est très difficile, par exemple, de convaincre le propriétaire d'une voiture de plus de quinze ans, habitué à acheter des véhicules d'occasion bon marché, d'acquiescer subitement une automobile neuve. Les programmes qui visent à obtenir ce résultat précis n'entraînent qu'un nombre très limité de mises au rebut ou bien doivent prévoir des incitations financières très élevées pour persuader les ménages de modifier leurs habitudes. En réalité, pratiquement aucun des programmes appliqués à ce jour n'a suivi cette voie. Le dispositif hongrois peut être considéré comme la seule exception (voir l'encadré 2 et la section 3.1). Il cible les vieux véhicules à moteur à deux temps et impose de les remplacer par des véhicules neufs non polluants sélectionnés par les pouvoirs publics. Pour l'instant, relativement peu de voitures ont été retirées de la circulation sous l'effet de ce programme.

Tous les dispositifs mis en œuvre aux États-Unis, au Canada, au Danemark et en Norvège se fondent sur la première formule : ils définissent les caractéristiques des véhicules qui doivent être retirés de la circulation, mais n'imposent pas un type de véhicules de remplacement particulier. Les autres programmes européens (hormis celui de la Hongrie) s'appuient plutôt sur la deuxième approche.

### *Pollution locale*

Il est peut-être plus facile d'appréhender la question des coefficients d'émission si on établit une distinction entre les polluants que nous avons appelés "locaux" (particules, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, hydrocarbures, CO) et les gaz à effet de serre (CO<sub>2</sub>).

En ce qui concerne le premier groupe, des progrès techniques considérables ont indubitablement été accomplis ces dix dernières années. Associés au renforcement de la réglementation sur l'environnement, ils ont entraîné des réductions substantielles des émissions moyennes de la plupart des

polluants considérés. Dans l'Union européenne, en vertu de la législation en vigueur, les plafonds d'émissions de CO, d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub> sont inférieurs de plus de 90 pour cent à ceux que prévoyaient initialement les Directives 70/220/CEE et 77/102/CEE (c'est-à-dire au dixième de ceux-ci). Le Conseil européen vient d'approuver de nouvelles réductions (98/69/CE) qui seront applicables à brève échéance. Il en va de même en ce qui concerne les émissions de particules des véhicules diesel : la limite actuelle est environ 2.7 fois inférieure à celle qui avait été instaurée en 1988 ; de nouvelles réductions seront mises en œuvre en 2001 et en 2006.

Les normes de l'UE s'appliquent aux nouveaux véhicules mis sur le marché. Elles ne peuvent pas être considérées comme représentatives du coefficient d'émission moyen des voitures qui sont déjà en circulation. Au demeurant, à mesure qu'une automobile vieillit, son taux d'émission s'aggrave en général par rapport à son niveau initial. Ce phénomène s'applique à la totalité des véhicules, *a fortiori* dans les cas où ils ne sont pas entretenus correctement et régulièrement. Par conséquent, un véhicule âgé a des chances de présenter un taux d'émission plus élevé que celui des nouveaux modèles non seulement parce que les normes étaient moins strictes au moment de sa construction, mais aussi parce qu'il n'est pas dans un état aussi satisfaisant.

Telles sont les deux grandes raisons qui expliquent pourquoi l'âge d'un véhicule est en général jugé révélateur de son coefficient d'émission moyen et pourquoi on considère communément que l'abaissement de l'âge moyen du parc entraînera une diminution du coefficient d'émission global pour la plupart des polluants (et donc, toutes choses égales par ailleurs, du volume des émissions dans l'atmosphère). Cependant, abstraction faite des observations que nous avons formulées, les rares données disponibles incitent à considérer ces points de vue avec précaution à plus d'un titre.

Tout d'abord, d'autres paramètres de comportement peuvent avoir une influence majeure sur les caractéristiques des émissions. Le kilométrage total parcouru par le véhicule sur sa durée de vie (qui n'est qu'approximativement corrélé avec son âge) ainsi que la qualité et la fréquence de l'entretien déterminent dans une large mesure l'effet de "l'usure" sur les performances environnementales du véhicule. Le type de carburant utilisé et les autres caractéristiques techniques (la présence d'un convertisseur catalytique et ses conditions d'entretien, par exemple) influent aussi, en quantité et en qualité, sur les émissions de polluants de chaque classe d'âge. Les vieux véhicules diesel émettent en général une quantité relativement élevée de particules, qui peut être négligeable dans le cas des voitures à essence de la même année modèle. C'est l'inverse pour les émissions de plomb.

En outre, le vieillissement du parc n'a généralement pas le même effet sur tous les types d'émissions considérés. Ainsi, le taux d'émission de CO est plus fortement corrélé avec l'âge des automobiles que celui de NO<sub>2</sub> (ce dernier est essentiellement fonction de la température de combustion, qui n'est pas aussi étroitement liée à l'état du moteur).

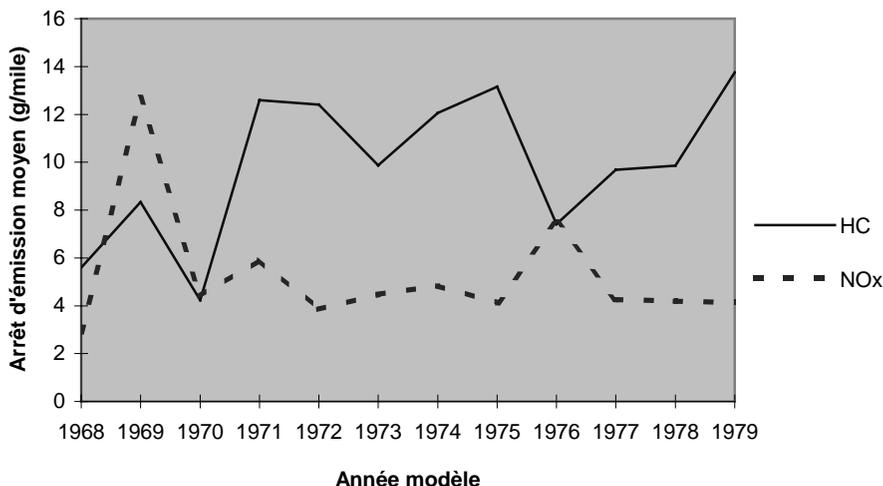
Toutes choses égales par ailleurs, la cylindrée a elle aussi une influence sur la quantité de polluants émis. Les moteurs à cylindrée élevée sont susceptibles de consommer plus de carburant et de présenter un taux d'émission plus important que celui des petites cylindrées du même âge.

Les données recueillies dans le cadre du programme de “primes à la casse” de l'Illinois (à partir d'un échantillon d'environ 150 véhicules) montrent que la relation entre les émissions et l'âge n'est pas linéaire (voir figure 4).

On peut en déduire qu'il ne suffit pas de se fonder sur l'âge pour que le programme aboutisse à la mise au rebut des véhicules qui sont vraiment les plus polluants.

Des problèmes comparables peuvent même se manifester en ce qui concerne les véhicules de remplacement. Lorsque le programme n'impose pas l'achat d'une voiture neuve, on considère en général que les véhicules de remplacement sont d'un modèle “moyen”, représentatif du parc existant. Le taux d'émission moyen du parc existant est probablement inférieur à celui des véhicules plus anciens retirés de la circulation. Néanmoins, certaines voitures de remplacement sont parfois très polluantes elles-mêmes si le programme (ou la réglementation en vigueur) ne prévoit pas de critère de sélection supplémentaire. Une étude conduite pendant la mise en œuvre du programme danois (qui ne définissait pas de caractéristiques particulières en la matière) a montré qu'environ 19 pour cent des véhicules de remplacement achetés avaient plus de dix ans. Les problèmes de ce type ne se posent pas dans le cas des programmes de “primes au remplacement” qui imposent l'achat d'une voiture neuve. En effet, il est très rare qu'une voiture neuve se révèle très polluante dans les trois ou quatre années qui suivent son acquisition (ce qui correspond en général à la période sur laquelle porte l'évaluation du programme). Toutefois, les mesures de cette nature posent d'autres problèmes, comme nous l'expliquons dans la section 2.3.3.

**Figure 4. Taux d'émission moyen (en g/mile) des voitures mises à la casse par année modèle, mesuré dans le cadre du programme pilote de l'Agence de protection de l'environnement de l'Illinois (1992)**



Source : Agence de protection de l'environnement de l'Illinois, mai 1993.

### *Pollution mondiale*

En ce qui concerne le CO<sub>2</sub>, l'évolution dans le temps de la consommation moyenne de carburant (qui influe directement sur cette substance) en Europe révèle que le remplacement des vieilles voitures par des automobiles plus récentes ne garantit pas toujours la réduction des émissions moyennes, à moins que les véhicules retirés de la circulation ne soient soigneusement sélectionnés parmi les moins économes en carburant et les véhicules de remplacement parmi les plus économes.

Dans la Figure 5, la courbe épaisse indique une diminution sensible de la consommation moyenne de carburant au début des années 80, jusqu'au minimum atteint en 1986-1987. Au-delà, on constate sans ambiguïté une augmentation jusqu'en 1993. Ensuite, la consommation de carburant recommence à diminuer, mais assez lentement. Ainsi, un véhicule neuf était en moyenne moins économe en carburant en 1993 que sept ans auparavant. Cette tendance est même encore plus prononcée dans certains pays : la courbe correspondant à l'Italie indique qu'une voiture neuve achetée en 1995 consommait en moyenne plus de carburant que les voitures neuves achetées au cours des douze années précédentes. Dans un cas comme celui-ci, un

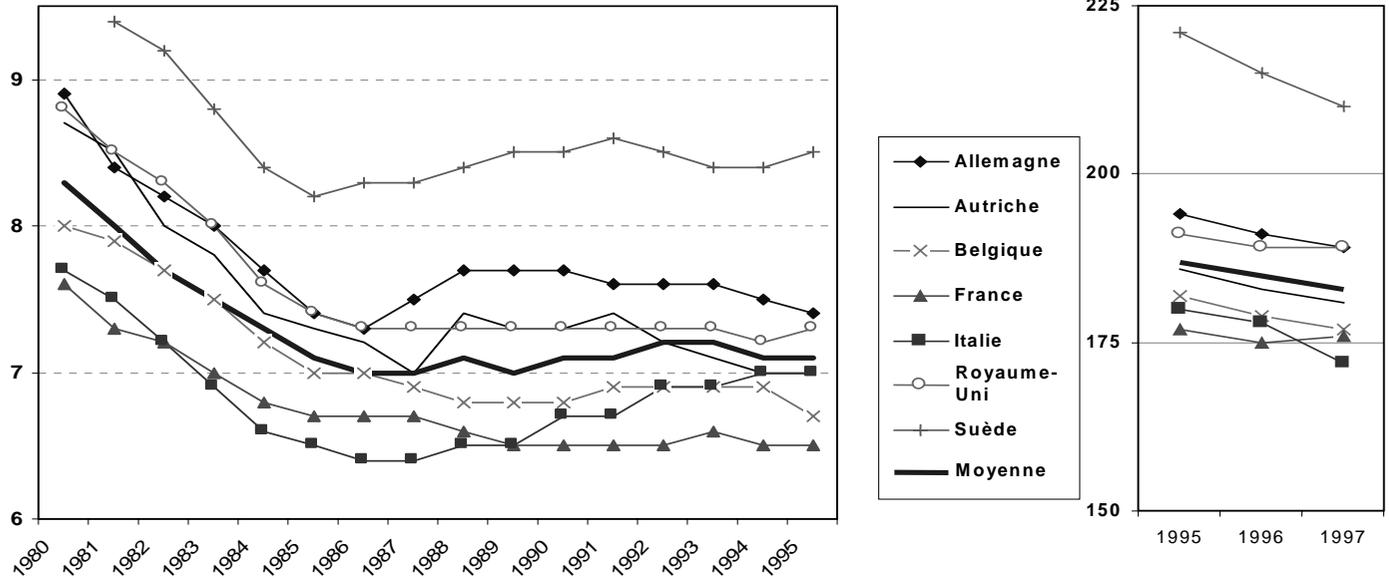
programme de mise à la casse qui impose de remplacer les voitures de plus de dix ans par des véhicules neufs peut en fait entraîner une augmentation des émissions de CO<sub>2</sub>.

Dans le cas des programmes de “primes au remplacement” mis en œuvre en France, en Irlande, en Italie et en Espagne, les données montrent également que la plupart des voitures achetées sont des petites cylindrées, ce qui donne à penser que la consommation des véhicules de remplacement était inférieure à la moyenne. Cependant, il est important de noter que ce n'est pas parce que les responsables ont délibérément décidé de favoriser les petites cylindrées. Dans certains cas, l'objectif était même exactement inverse : le dernier programme français (“Prime qualité automobile”) et le premier programme italien prévoyaient des primes plus élevées pour l'achat d'une voiture *plus grosse*.

Figure 5. Moyenne pondérée de la consommation de carburant et émissions de CO<sub>2</sub> (voitures neuves)

**Consommation de carburant**  
Cycle d'essai : 80/1268/EEC  
(Litres/100km)

**Emissions de CO<sub>2</sub>**  
Cycle d'essai : 93/116/EC  
(g de CO<sub>2</sub>/km)



Note : Moyenne pondéré pour 7 pays (1995-187g/km; 1996-185g/km; 1997-183g/km).

Source : ACEA/OICA, 1999.

Les données fournies dans la Figure 5 ne permettent pas de tirer des conclusions définitives quant à l'effet des mesures adoptées en France, en Grèce, en Irlande, en Italie et en Espagne. Il conviendrait d'approfondir l'analyse des données relatives à la cylindrée et à la consommation de carburant des voitures retirées de la circulation et des véhicules de remplacement, et aux catégories d'automobiles (du point de vue de la consommation de carburant) qui auraient été vendues en l'absence d'incitations. Il est encore plus difficile d'apprécier par avance les répercussions sur les émissions de gaz à effet de serre des programmes de "primes à la casse", dans le cadre desquels les véhicules de remplacement sont probablement des modèles "moyens", représentatifs du parc existant au moment de la mise en œuvre des mesures.

Quoi qu'il en soit, au moins un élément important peut être ajouté à l'analyse : le graphique montre clairement que (au moins en Europe occidentale) les programmes de mise à la casse doivent être structurés avec précaution afin d'éviter le risque que les émissions totales de CO<sub>2</sub> du parc augmentent<sup>19</sup>.

### 2.3.2. *Véhicules-kilomètres parcourus (VKP)*

On a montré à la section 2.2.3 qu'un programme serait plus efficace s'il réussissait à éliminer une *part appréciable du kilométrage* parcouru par les gros pollueurs. Pour ce faire, l'organisme qui gère le programme de mise à la casse doit essayer de s'assurer que les véhicules réformés étaient utilisés comme moyen de transport principal et non pas réservés à un usage marginal. Il doit en même temps tenir compte du fait que le résultat d'une mise à la casse accélérée sera moins efficace si, pour quelque raison que ce soit, les véhicules neufs parcourent un plus grand kilométrage que ceux retirés de la circulation.

Les programmes de mise à la casse ne visent pas directement à *modifier* le nombre de VKP du parc dans son ensemble, mais on considère souvent qu'ils ont un effet sur celui-ci. Il est avéré que le kilométrage moyen parcouru par voiture n'est pas le même en fonction de l'âge du véhicule : les automobiles neuves circulent beaucoup plus chaque année que les plus anciennes, comme le révèlent les données du tableau 4. L'estimation *quantitative* de cet écart est plus incertaine et varie d'un pays à l'autre. Les statistiques relatives aux États-Unis semblent suggérer que le ratio entre la distance moyenne parcourue par une voiture particulière neuve et celle d'une automobile de dix ans est de 2 environ<sup>20</sup>. Certaines données européennes (Transportrådet, 1995) font état d'un ratio légèrement moins élevé, mais du même ordre (aux alentours de 1.7). Sur la base de ces chiffres, on pourrait supposer à première vue que le remplacement des vieilles voitures par des automobiles neuves entraîne une augmentation non négligeable du nombre annuel total de VKP pendant les années où les véhicules

retirés de la circulation auraient continué de circuler en l'absence de programme.

**Tableau 4. Distance annuelle moyenne parcourue par automobile en fonction de son âge, aux États-Unis (1990) (en miles)**

<b>Âge du véhicule</b>	<b>Miles</b>
Moins d'un an	19 800
1 an	16 900
2 ans	16 300
3 ans	14 400
4 ans	13 800
5 ans	12 600
6 ans	12 900
7 ans	12 400
8 ans	12 300
9 ans	11 200
10 ans et plus	9 300

Source : Transportation Energy Data Book, 1997.

Il ne s'agit cependant que de constatations statistiques qui ne permettent pas d'expliquer les liens de cause à effet entre l'âge des véhicules et le nombre moyen de VKP. D'une part, on considère que l'augmentation de la demande de transport par route est liée non pas aux caractéristiques des modèles récents mais à des facteurs socio-économiques. Ainsi, le surcroît de demande de transport induirait une hausse des achats tant de voitures neuves que de voitures d'occasion (demande "additionnelle" et de remplacement). En fonction de leur revenu et de leur demande de transport, les ménages peuvent choisir un véhicule assez récent et coûteux ou un véhicule de seconde main meilleur marché. Ceux qui se déplacent fréquemment tendront par exemple à acheter des modèles assez récents, dans la mesure où ceux-ci sont en général plus confortables et plus sûrs, voire plus économes en carburant, et donc mieux à même de satisfaire les nouveaux besoins de transport. D'autre part, l'amélioration des caractéristiques des modèles récents provoque peut-être en elle-même une augmentation du

kilométrage moyen parcouru par voiture, l'automobiliste se sentant plus en sécurité, consommant moins de carburant et prenant plus de plaisir à se déplacer. A supposer que ce deuxième lien de cause à effet existe bel et bien, l'abaissement de l'âge du parc automobile serait susceptible d'entraîner une hausse du kilométrage total parcouru par rapport au niveau auquel il se serait établi en l'absence de mesures incitatives. Ce phénomène aurait un effet négatif sur la réduction des émissions obtenue grâce au programme.

Nous manquons de données pour évaluer l'effet d'un abaissement de l'âge du parc sur le nombre total de VKP. Dans le cas des programmes de mise à la casse qui n'imposent pas d'acheter une voiture neuve en remplacement de l'ancien véhicule, on s'accorde désormais à penser que le nombre total de VKP est le même après la mise en œuvre qu'auparavant. D'après des questionnaires auxquels ont répondu les propriétaires qui venaient de remplacer leur automobile dans le cadre de certains programmes pilotes conduits aux États-Unis (programme SCRAP d'UNOCAL, programmes de l'Illinois et du Delaware) et du dispositif danois, cette hypothèse est fondée<sup>21</sup>.

Il est difficile de dire si elle l'est aussi en ce qui concerne les programmes de “primes au remplacement”. Parfois, les modèles les plus récents sont équipés, contre un prix assez faible, d'options qui étaient auparavant onéreuses et rares (climatisation, airbags, autoradio). Ces améliorations peuvent avoir des répercussions non négligeables sur le kilométrage parcouru par les véhicules de remplacement. Le meilleur fiabilité des voitures neuves (ex. démarrage à froid) peut aussi modifier la fréquence de sorties en voiture et la distance du parcours moyen de manière significatif. Aucune enquête n'a été consacrée à la modification éventuelle du nombre moyen de VKP dans les pays ou les régions où les programmes ont été mis en œuvre. Il n'existe pas non plus de données empiriques permettant de conclure sans ambiguïté qu'une amélioration de certains facteurs tels que le confort ou la sécurité augmente la demande de transport de voyageurs.

La situation est légèrement différente en ce qui concerne les améliorations apportées à la consommation de carburant : comme pour tous les biens “normaux”, les indications empiriques montrent qu'une réduction des coûts (de déplacement) entraîne un accroissement de la consommation (c'est-à-dire du kilométrage parcouru) et inversement. Les données présentées dans la Figure 5 pourraient même signifier que les modèles récents sont moins utilisés que les anciens, mais cette situation est subordonnée aux fluctuations du prix du carburant.

En conclusion, rien ne permet d'exclure que les programmes qui imposent l'achat d'un véhicule neuf se traduisent par une augmentation du nombre total

de VKP. Un accroissement de cette variable sous l'effet des mesures d'incitations est possible, mais les observations formulées ci-dessus suggèrent néanmoins qu'il soit de toute façon de faible ampleur.

### 2.3.3. *Interactions entre les critères de sélection retenus*

Outre les effets directs des programmes de mise à la casse que nous venons d'aborder, certaines interactions indirectes entre les différents critères retenus peuvent influencer le résultat final. Elles concernent principalement les taux d'émission et le nombre moyen de VKP.

Pour garantir que seuls les véhicules qui ont un taux d'émission élevé sont retirés de la circulation, les programmes ne bénéficient qu'aux vieilles voitures. En Amérique et en Europe, l'âge minimum imposé par les programmes mis en œuvre varie entre sept et quinze ans ou plus. Le prix marchand des *vieilles* voitures d'occasion appartenant aux groupes d'âge concernés s'en trouve majoré. En effet, la prime à la casse augmente le seuil de la valeur marchande des vieilles automobiles qui en bénéficient : elles ne sont pas vendues sur le marché de l'occasion à un prix inférieur à la prime. De plus, si le programme porte sur un grand nombre de véhicules, il engendre une pénurie de l'offre les concernant sur le marché où il est appliqué. Par ailleurs, il existe toujours une catégorie de consommateurs à faible revenu demandeurs de vieilles automobiles bon marché. Par conséquent, soit des véhicules anciens sont importés d'une autre région ou d'un autre pays, soit le prix des années modèles concernées augmente. Dans le premier cas, le programme ne rajeunit pas le parc autant que prévu. Dans le deuxième, certains des ménages les moins aisés, qui étaient sur le point de remplacer leur voiture, doivent ou bien reporter leur choix sur des modèles encore plus anciens, ou bien conserver leur voiture actuelle quelques années de plus. Ce phénomène peut accroître la durée d'utilisation restante de certains des véhicules les plus anciens et les plus polluants par rapport à ce qu'elle aurait été en l'absence du programme. Il peut aussi avoir pour conséquence que le nombre total de VKP qui auraient été parcourus par des voitures retirées de la circulation l'est en fait par des automobiles encore plus vieilles.

Dans les deux cas, les répercussions du programme sur l'environnement sont moins bonnes que prévu. D'après certaines études, pour éviter ces effets (pénurie de l'offre de vieux véhicules d'occasion et modification importante des prix dans ce segment du marché), les programmes ne doivent porter que sur un nombre très limité de vieilles voitures. Moyer *et al.* (1995) estime que le taux optimal se situe aux alentours de quelque 2 000 véhicules par an par million d'automobiles en circulation.

Les autres critères relatifs aux véhicules de remplacement, destinés à garantir que leur taux d'émission est (en moyenne) inférieur, peuvent aussi exercer une influence négative sur d'autres variables. Comme observé dans la section 1.1.2, les programmes qui imposent au propriétaire d'acheter une voiture neuve tendent à cibler les ménages relativement plus aisés et à exclure tous ceux qui ne peuvent pas se permettre pareille dépense pendant la durée de mise en œuvre<sup>22</sup>. Certains ménages à revenu élevé sont susceptibles de retirer de la circulation des véhicules qu'ils utilisent peu (en guise de deuxième ou de troisième voiture) et qui affichent un nombre annuel de VKP inférieur à la moyenne. Cela réduit le nombre de kilomètres parcourus par des automobiles polluantes que le programme permet de supprimer.

En outre, les voitures détenues par les propriétaires à revenu élevé sont en général relativement mieux entretenues. Leur taux d'émission moyen n'est donc pas aussi élevé que prévu. De plus, les particuliers les moins aisés étant exclus, il y a des chances pour que le programme ne permette pas de retirer de la circulation une forte proportion des véhicules qui sont réellement les plus polluants, à savoir les très vieilles automobiles utilisées comme moyen de transport principal.

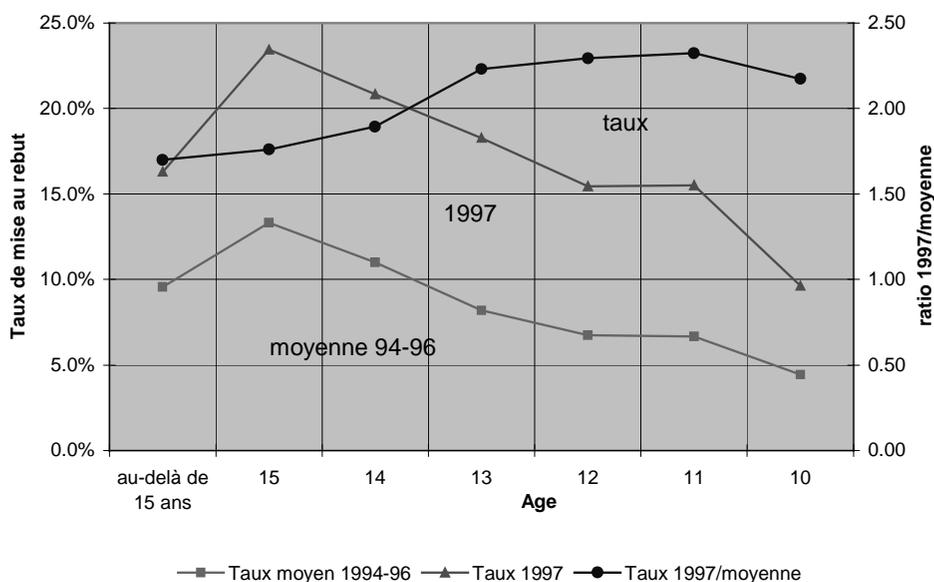
Les rares données disponibles semblent confirmer ces hypothèses. Le programme irlandais subordonnait le versement de la prime au respect d'un âge minimum de dix ans et à l'achat d'une voiture neuve. Cinquante pour cent des véhicules retirés de la circulation avaient dix à douze ans et seulement 10 pour cent d'entre eux avaient plus de 16 ans. Cependant, le nombre élevé de voitures mises au rebut dans un groupe d'âge donné peut indiquer que ce groupe est relativement plus important. Par conséquent, pour interpréter les données correctement, il faut les comparer avec le nombre total d'automobiles en circulation dans chaque groupe d'âge. Le pourcentage de véhicules de plus de 16 ans retirés de la circulation par rapport au nombre total de voitures en circulation relevant de cette catégorie était relativement faible : seules 17 pour cent d'entre eux ont été réformés pendant le programme. Néanmoins, ce chiffre lui-même, bien que révélateur, ne prouve rien s'il n'est pas mis en regard du taux de mise au rebut "habituel" pour ce groupe d'âge.

Les statistiques relatives à l'Italie sont plus complètes et contribuent à mettre en évidence les groupes d'âge qui ont le plus bénéficié des mesures. Le programme de "primes au remplacement" lancé en Italie en janvier 1997 a fait augmenter le taux de mise au rebut dans tous les groupes d'âge. Le taux global, c'est-à-dire le pourcentage de mise à la casse par rapport au nombre total de véhicules en circulation, a pratiquement doublé en comparaison avec celui des quatre années antérieures (caractérisées par une très faible demande de voitures), passant de 3.7 à 6.6 pour cent. Toutefois, le succès du programme a

été bien plus grand concernant les véhicules relativement plus jeunes et plus proches de l'âge minimum requis (dix ans).

La Figure 6 compare le taux de mise au rebut moyen par groupes d'âge<sup>23</sup> pendant les quatre années qui ont précédé l'application des mesures et celui qui a été atteint pendant le premier programme (1997). En ce qui concerne les véhicules de dix à treize ans, le taux de mise au rebut en 1997 était environ 2.3 fois supérieur (130 pour cent) au taux moyen des quatre années antérieures ; dans le cas des voitures de plus de quinze ans, ce ratio tombe à 1.7 approximativement (supérieur de 70 pour cent seulement). Il est intéressant de noter que le taux de mise au rebut des véhicules de plus de quinze ans (16.3 pour cent) est très proche du pourcentage enregistré en Irlande.

Figure 6. **Comparaison des taux de mise au rebut en Italie avant et pendant le programme**



Source : élaboré par la CEMT à partir de données de l'ACI, 1998.

On avance parfois que les statistiques officielles relatives à la réforme des automobiles peuvent être approximatives, car les propriétaires sont à même de se débarrasser de leur voiture sans le déclarer. Cela étant, le rapport entre les taux de mise au rebut correspondant à différentes années, sur lequel l'analyse ci-dessus est fondée, n'est pas particulièrement influencé par cette lacune.

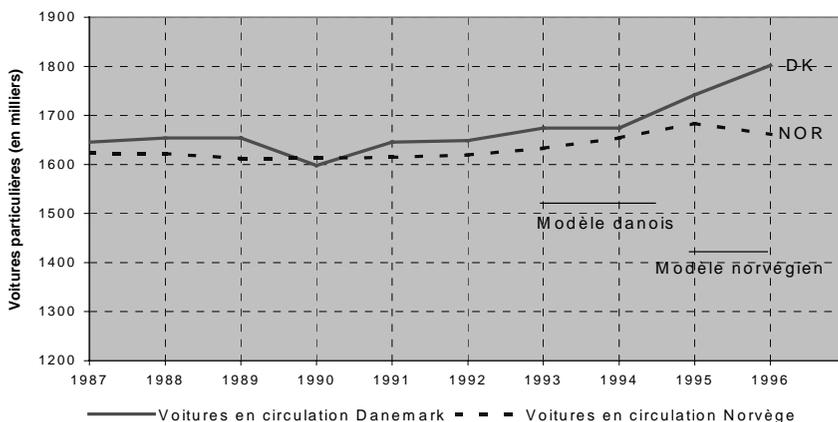
### 2.3.4. Autres variables influant sur les émissions du parc

#### Taille du parc

Les programmes de “primes à la casse”, qui laissent le choix du moyen de transport de remplacement, ont peut-être pour effet de réduire la taille du parc et entraînent assurément une diminution de son rythme de croissance, comme l'attestent les expériences danoise et norvégienne (Figure 7). Il ne s'agit cependant que d'un effet temporaire, lié au fait que les propriétaires diffèrent leur achat de remplacement davantage qu'ils ne renoncent définitivement acquérir une nouvelle voiture. Dans les deux pays susmentionnés, la taille du parc a recommencé de croître quelques mois après l'échéance du programme, ce qui a apparemment annulé l'effet de réduction à court terme.

Dans la mesure où les programmes de “primes au remplacement” se traduisent par une baisse importante du prix moyen des véhicules neufs et d'occasion, le parc pourrait s'accroître à un rythme plus rapide qu'en l'absence de mesures incitatives. Autrement dit, la diminution des prix est susceptible de stimuler non seulement la demande de remplacement, mais aussi la demande additionnelle de véhicules neufs. La décision d'acheter un véhicule de plus ne dépend toutefois pas uniquement de sa valeur sur le marché : un ménage n'acquerra une nouvelle voiture que si sa demande de transport justifie l'achat. C'est pourquoi l'effet devrait être moins sensible dans les pays (comme l'Italie ou la France) où les achats de remplacement prédominent dans les premières immatriculations (la demande “additionnelle” est déjà faible)<sup>24</sup>.

Figure 7. Effet des programmes danois (1994-1995) et norvégien (1996) sur la taille du parc



Source : Eurostat Database TRAINS, cité dans LAT-DTU-INFRAS.

### *Effet des programmes de mise à la casse sur les encombrements et la conduite*

Aucun type d'incitation à la mise au rebut n'a d'effet direct, de manière générale, sur la conduite des automobilistes. En revanche, les fluctuations induites de la taille du parc et du nombre moyen de VKP peuvent avoir des répercussions indirectes en la matière.

Si un programme de mise à la casse se traduit par une augmentation du nombre de VKP, il peut causer une aggravation des encombrements. Toutefois, le lien entre le remplacement des vieilles voitures et la modification du nombre de VKP n'étant pas clairement établi, l'analyste manque de données lui permettant de mettre en évidence un rapport plus indirect et plus aléatoire entre le nombre de VKP, les embouteillages et le taux d'émission moyen.

Une diminution (augmentation) des encombrements peut aussi découler d'une diminution (augmentation) de la taille du parc induite par le programme. En ce qui concerne cette dernière, la diminution que peuvent provoquer les programmes de "primes à la casse" peut être considérée comme un effet provisoire, de courte durée et relativement secondaire (il ne faut pas s'attendre à ce que des mesures de ce type aient des répercussions notables sur les encombrements).

En revanche, si un programme de "primes au remplacement" accélère le rythme de croissance du parc (par l'intermédiaire de la baisse des prix qu'il induit), il est susceptible d'aggraver les encombrements. Pour plausible qu'il soit en théorie, cet effet n'en demeure pas moins très indirect et il est très difficile à analyser et à chiffrer. Les données empiriques à son sujet sont très controversées ; davantage d'études sont donc nécessaires pour évaluer l'effet des prix sur la demande de voitures imputable aux programmes de primes au remplacement.

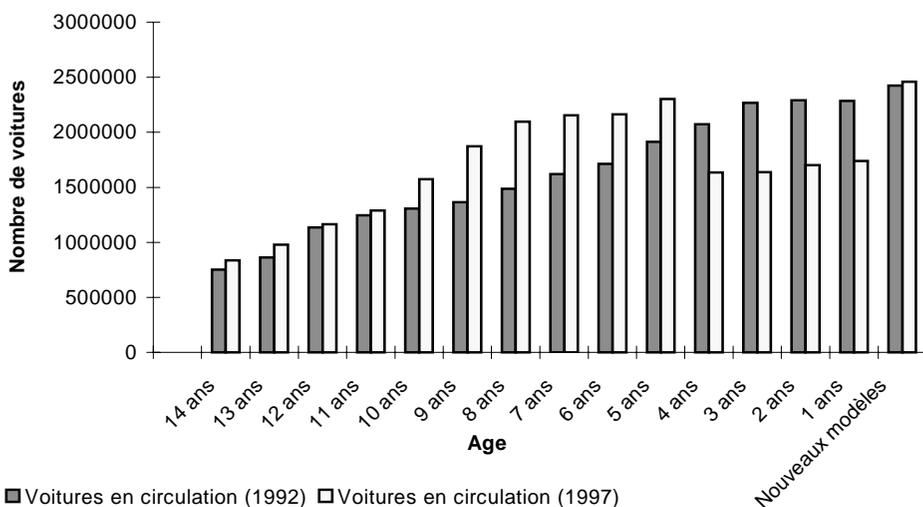
En outre, l'augmentation/diminution des embouteillages n'est pas liée uniquement au nombre des nouvelles immatriculations et de véhicules mis au rebut, mais aussi à la zone géographique où ces phénomènes se produisent : l'effet sera plus sensible si l'augmentation/diminution nette des immatriculations concerne essentiellement les zones urbaines, ce qui n'est pas nécessairement le cas.

### 2.3.5. Effets éventuels à plus long terme

Les programmes mentionnés sont toujours évalués à court terme. La réduction des émissions qu'ils induisent est en général mesurée sur une période d'environ trois ans à compter de l'entrée en vigueur des mesures. Toutes les évaluations sur lesquelles nous nous sommes penchés (certaines d'entre elles sont brièvement décrites dans les sections 2.4.3 et 2.6.2) estiment que les programmes n'ont pas d'effet au-delà de cette période : au bout de trois ans approximativement, le renouvellement du parc induit par l'incitation se serait produit de toute façon. Néanmoins, le fait qu'il n'y ait pas d'effets *positifs* sur l'environnement après trois ans n'exclut pas que les mesures aient d'autres répercussions à moyen terme.

Dans la première section, nous avons fait ressortir que les programmes de “primes au remplacement” conduisaient à anticiper certaines décisions de remplacement et causaient une diminution des ventes de voitures neuves dans la période ultérieure. Dans l'année qui suit l'arrivée à échéance du programme, l'effet d'anticipation entraînera probablement une baisse du taux de renouvellement du parc par rapport au taux “naturel”. Maintenant, supposons qu'un nouveau modèle particulièrement peu polluant soit mis sur le marché cette année-là. Ses ventes risquent d'être moindres que si le programme n'avait pas été mis en œuvre. Certains propriétaires qui ont anticipé leur achat en raison des mesures possèdent alors un véhicule dont les performances sont *inférieures*. Comme les automobiles sont censées durer, ils continuent de conduire cette voiture, au lieu de la voiture moins polluante, pendant plusieurs années. La Figure 8 montre par exemple la répartition par âges du parc italien en 1992 et en 1997. On observe en effet un “pic” relatif de véhicules âgés de 5 ans en 1997, du fait du grand nombre de ventes en 1992. Par conséquent, aux répercussions positives à court terme du programme pourrait succéder un effet négatif sur l'environnement à moyen ou long terme.

Figure 8. Parc italien par groupes d'âge en 1992 et 1997



Source : données de l'ACI.

La mise en œuvre des technologies nouvelles et plus propres n'est pas continue et régulière dans le temps. Les quelques années qui viennent verront le lancement de véhicules plus propres (en raison des directives européennes) et d'automobiles moins polluantes et plus économes en carburant (en vertu d'accords à l'échelon européen et national). Ainsi, compte tenu de la Directive 97/24/CE, les motocycles mis en vente à partir de juin 1999 devraient être plus propres et plus sûrs. De même, à partir de 2001, les nouvelles voitures seront soumises à des normes d'émission européennes plus strictes (Directive 98/69/CE). Il convient de se souvenir de ces échéances dans l'évaluation des programmes mis en œuvre ces dernières années et plus encore si on envisage de nouveaux.

## 2.4. Rapport coût-efficacité des programmes de mise à la casse

### 2.4.1. *Quel est le coût du programme ?*

Les programmes de "primes au remplacement" qui imposent l'achat d'une voiture neuve sont souvent évalués en fonction de leurs effets sur les finances publiques. Cependant, il est plus pertinent de mesurer en premier lieu le coût

d'une intervention des pouvoirs publics, quelle qu'elle soit, du point de vue du citoyen-consommateur que de celui des finances publiques. En termes simples, si les dépenses de l'Etat augmentent, les citoyens doivent payer plus d'impôts pour que l'équilibre soit maintenu avec les recettes fiscales. Dans cette perspective, tout l'argent consacré au versement des primes représente indiscutablement un coût pour les citoyens. En outre, le versement des primes par l'Etat induit un coût d'opportunité (qui réside dans les avantages pour la société qu'auraient pu engendrer les mêmes montants s'ils avaient été consacrés à d'autres dépenses, dans le secteur des transports ou dans d'autres) qui peut être plus élevé encore que le coût immédiat de cette dépense. Ainsi, toutes les ressources publiques consacrées aux programmes de mise à la casse (primes et frais d'administration associés) doivent être considérées comme faisant partie du coût de mise en œuvre des mesures.

Dans certains cas, les constructeurs et les concessionnaires ont eux aussi contribué au financement de la mise en œuvre des programmes. Concrètement, ils ont abaissé leurs prix de vente pour attirer un plus grand nombre d'acheteurs. Il a déjà été expliqué dans la section 1 de la présente publication que ces baisses de prix n'ont pas été totalement volontaires, mais en partie induites par l'interaction entre les autres variables économiques influencées par les programmes. Ces rabais constituent indéniablement un coût pour les constructeurs et les concessionnaires et ont joué un rôle fondamental dans l'adhésion des consommateurs. Toutefois, ils *ne peuvent pas* être considérés comme un coût du point de vue *public*, contrairement aux primes versées par l'Etat susmentionnées. En effet, le manque à gagner induit pour les constructeurs et les concessionnaires par les rabais qu'ils ont pratiqués correspond à un gain *net* pour les consommateurs (net, car il n'est pas financé par l'impôt). La conjugaison de ces fluctuations constitue un "effet pécuniaire", c'est-à-dire une simple redistribution des ressources sans modification nette de la richesse en général, qui ne doit pas être prise en considération dans l'évaluation du rapport coût-avantages pour la société.

#### ***2.4.2. Coût par tonne d'émissions dans l'atmosphère évitée : généralités***

Dans la plupart des cas réels étudiés, la prime revêtait la forme d'une somme forfaitaire par véhicule retiré de la circulation. Dans quelques cas seulement, une distinction était faite en fonction de la cylindrée (en Italie et en France) et de l'âge (en Colombie britannique et en Californie) du véhicule de remplacement acheté<sup>25</sup>.

Outre le coût direct que suppose le financement des incitations versées aux propriétaires d'automobiles, tous les programmes donnent lieu à des frais

d'administration induits par les différents aspects pratiques liés à la vérification de l'aptitude des véhicules à donner droit à une prime, à la distribution de cette prime ou à son remboursement aux constructeurs et aux concessionnaires, à la collecte de certaines données relatives aux automobiles retirées de la circulation ou de remplacement, etc. Ces frais sont à peu près proportionnels au nombre de voitures mises au rebut et sont loin d'être négligeables : les études américaines et canadiennes disponibles les estiment approximativement entre 50 et 100 US\$ par automobile. Dans certains cas, ils comprennent aussi les contrôles techniques et les tests d'émission effectués pour identifier les véhicules qui donnent droit à la prime, et parfois même les coûts induits par les contrôles réalisés ultérieurement pour mesurer le taux d'émission des automobiles retirées de la circulation (ils devraient donc être moindres pour les programmes européens).

Nous sommes fondés à considérer que le coût total d'un programme est proportionnel au nombre de véhicules mis au rebut :

$$\text{Coût total du programme} = C \times N$$

où C représente le coût moyen par véhicule et N le nombre de véhicules retirés de la circulation. Le coût moyen par tonne d'émission évitée est donné par la formule suivante :

*Coût moyen par tonne d'émissions évitée =*

$$\frac{C \times N}{(TE_{\text{vieux}} \times VKP_{\text{vieux}} - TE_{\text{rempl}} \times VKP_{\text{rempl}}) \times L \times N}$$

Sur la base de cette expression, il est possible d'esquisser quelques observations initiales sur le rapport coût-efficacité des différents types de programmes de mise à la casse.

Premièrement, nous savons que, pour attirer les propriétaires, le montant des incitations doit être plus élevé (C dans la formule ci-dessus) dans les programmes de "primes au remplacement" que dans les programmes de "primes à la casse". Il faut donc que la réduction des émissions soit plus importante dans le premier cas que dans le second pour obtenir un rapport coût-efficacité semblable. Par conséquent, il est extrêmement important que les programmes de "primes au remplacement" ciblent les véhicules qui sont véritablement les plus polluants, à savoir les véhicules à taux d'émission élevé utilisés comme moyen de transport principal par les ménages. Les données et les explications fournies ci-dessus indiquent qu'il y a peu de chances pour que cela se produise. Bien entendu, comme nous l'avons signalé à la section 2.3, il n'est pas possible de se

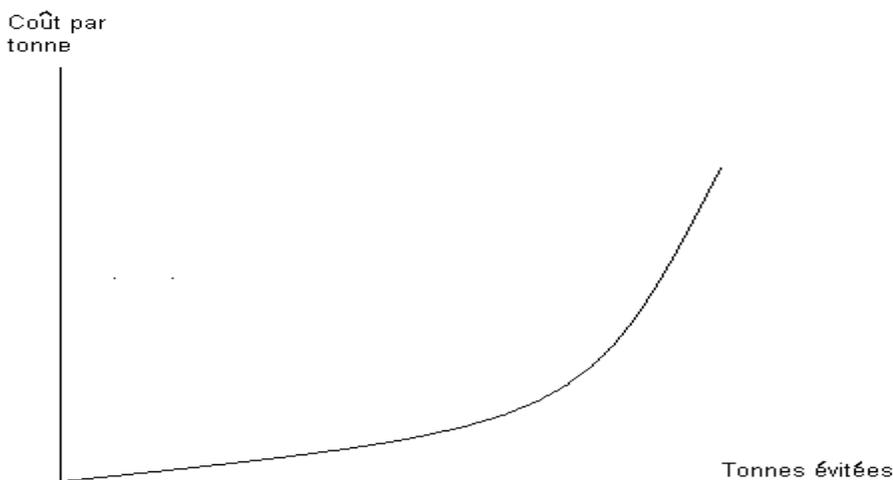
référer uniquement à l'âge des véhicules retirés de la circulation pour tirer des conclusions quant à leurs performances environnementales. Le fait que les programmes de “primes au remplacement” européens aient principalement bénéficié à des véhicules dont l'âge se situe entre 10 et 13 ans (voir la section 2.3.3), alors que les dispositifs mis en œuvre aux États-Unis et au Canada ont touché des voitures plus vieilles, peut en outre s'expliquer en partie par l'adoption plus précoce des convertisseurs catalytiques dans ces deux pays. Autrement dit, aux États-Unis, il faut remonter aux modèles des années 70 pour trouver des voitures non équipées de convertisseurs catalytiques à retirer de la circulation, alors qu'en Europe, l'âge minimum requis peut être moins élevé (modèles des années 80). Cependant, les programmes conduits en Amérique du Nord, à la différence des dispositifs européens, bénéficiaient à un petit nombre de vieux véhicules en s'appuyant sur le critère de l'âge et sur les résultats des contrôles techniques effectués auparavant. De plus, ils ciblaient les voitures principales (dont le nombre de VKP annuels est élevé) des ménages à faible revenu. Le ciblage des programmes européens de “primes au remplacement” était beaucoup moins précis. Ces derniers visaient davantage à attirer un grand nombre de véhicules que les automobiles relevant *qualitativement* d'une certaine catégorie.

En outre, supposons que l'analyste connaisse exactement le taux d'émission et le nombre de VKP de tous les véhicules du parc. Il pourrait alors classer toutes les automobiles en fonction du volume d'émissions évité par leur mise au rebut et leur remplacement par d'autres, d'un type donné. Il obtiendrait tout d'abord un groupe de véhicules très vieux et très polluants utilisés intensivement par leurs propriétaires, puis un deuxième groupe d'automobiles légèrement moins anciennes et/ou moins usagées dont la réforme aboutirait à une réduction des émissions relativement moindre, et ainsi de suite jusqu'aux véhicules dont la mise au rebut contribuerait très peu à la lutte contre les émissions. Si les autorités souhaitent atteindre un niveau de réduction globale donné, elles commenceront par encourager le retrait de la circulation du premier groupe, puis celui des autres, augmentant au fur et à mesure le nombre total d'automobiles réformées (c'est-à-dire la portée du programme), jusqu'à obtention de la réduction visée. Si le coût par véhicule mis au rebut est fixe et ne varie pas en fonction du niveau de la réduction des émissions, le coût marginal et moyen par tonne d'émissions supprimée est majoré à mesure qu'augmente la quantité totale de pollution évitée. En effet, pour accroître la réduction totale des émissions, les autorités doivent faire bénéficier de la prime un nombre de plus en plus grand de véhicules, pour aller au-delà du nombre limité d'automobiles très polluantes. En outre, il faudra probablement verser une prime plus importante aux propriétaires de voitures plus récentes et mieux entretenues pour les convaincre de les retirer de la circulation<sup>26</sup>. Le coût marginal par tonne supprimée ira donc croissant, comme le montre le

graphique 9. Les programmes de “primes à la casse” destinés à mettre au rebut un nombre limité et ciblé de véhicules très polluants sont représentés par un point situé sur la partie gauche de la courbe et ils se caractérisent par un faible coût par tonne d'émissions évitée. Les programmes de grande ampleur sont susceptibles d'éviter un volume total d'émissions plus important, mais à un coût en augmentation régulière.

Ainsi, les grands programmes de “primes au remplacement” mis en œuvre en Europe se situeraient plus probablement sur la partie droite supérieure de la courbe représentée dans la Figure 9.

Figure 9. **Coût marginal des programmes par tonne d'émissions évitée**



A mesure que le coût marginal moyen du programme augmente, il y a de plus en plus de chances pour que d'autres mesures (amélioration des procédures de contrôle technique, mise en conformité des véhicules anciens démunis de convertisseurs catalytiques, etc.) présentent un meilleur rapport coût-efficacité.

### **2.4.3. Quelques enseignements de l'expérience acquise**

Jusqu'à présent, rares ont été les études conduites pour chiffrer le coût par tonne d'émissions évitée, quel que soit le polluant. Elles ont toutes été menées aux États-Unis et au Canada. De plus, elles portent uniquement sur des programmes de “primes à la casse”. Ces évaluations concernent des dispositifs

de conception très différente et ne se fondent pas sur les mêmes hypothèses. Par conséquent, il est difficile de comparer leurs résultats. Néanmoins, l'examen des rapports disponibles fournit quelques indications utiles.

Dans la plupart des cas, le coût par tonne d'émissions évitée est mesuré en divisant le coût total du programme par la réduction estimée pour *chaque* polluant considéré (hydrocarbures, CO et NO<sub>x</sub>), comme si les mesures étaient mises en œuvre dans le but d'atteindre ce seul résultat. Les données fournies par les programmes de l'Illinois (1992), d'UNOCAL (1990) et Scrap-It (1997) indiquent que le coût unitaire moyen par tonne d'émissions évitée se situe aux alentours de 3 500 US\$ (1997) pour les hydrocarbures, de 600 US\$ pour le CO et de 21 000 US\$ pour le NO<sub>x</sub>. Ces chiffres sont assez approximatifs et ne peuvent pas être extrapolés aux autres programmes. Toutefois, ils donnent au moins une idée de l'ordre de grandeur des coûts induits.

Par ailleurs, ils mettent en évidence les polluants dont ce type de mesures est le plus à même de réduire les émissions. Ainsi, il est plus difficile et plus coûteux de limiter les émissions de NO<sub>x</sub> par un renouvellement accéléré du parc (comme le montrait déjà la section 2.3.1). En revanche, celui-ci permet de réduire efficacement les émissions de monoxyde de carbone.

Dans le cadre du programme Scrap-It conduit en Colombie britannique (Canada), le coût moyen par tonne d'émissions supprimée a donné lieu à deux évaluations distinctes : lorsque le véhicule de remplacement était une voiture représentative prélevée sur le parc existant et lorsqu'il s'agissait d'une automobile neuve. Deux primes différentes (environ 370 et 550 US\$ de 1997, respectivement) ont été accordées en vertu de ce programme. S'agissant des hydrocarbures et du CO, le rapport coût-efficacité était *moins bon* lorsque les véhicules de remplacement étaient des voitures *neuves*. En ce qui concerne les NO<sub>x</sub>, l'écart dont l'étude fait état est négligeable.

Enfin, l'une des études disponibles (US OTA, 1992) établit également une comparaison avec d'autres mesures envisageables pour réduire les émissions d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub>, dans les transports comme dans d'autres secteurs économiques (sources fixes). La principale solution de remplacement envisagée, concernant les transports, est l'amélioration des systèmes de contrôle technique. S'agissant des hydrocarbures et du CO, la conclusion est que le coût par tonne d'émissions supprimée est du même ordre dans le cas des programmes (bien conçus) de mise à la casse et dans celui des systèmes de contrôle technique dès lors que les véhicules retirés de la circulation ont plus de quinze ans. Les résultats de la comparaison sont moins favorables lorsque les véhicules concernés sont moins vieux.

Pratiquement aucune étude empirique n'a été publiée en ce qui concerne les programmes de "primes au remplacement". Tous les aspects abordés dans cet ouvrage et les rares données disponibles amènent à conclure qu'ils présentent un rapport coût-efficacité nettement moins satisfaisant que les programmes de "primes à la casse". De même, les données limitées dont nous disposons semblent indiquer que leur rapport coût-efficacité est inférieur à celui des mesures qui visent à améliorer les méthodes de contrôle technique.

## **2.5. Quelles sont les principales solutions de rechange aux programmes de mise à la casse ?**

Dans tous les cas, les possibilités de mettre en œuvre des programmes de mise à la casse doivent être confrontées aux autres moyens d'action applicables qui permettraient de réaliser le même objectif, afin de recourir à la mesure la plus efficiente et la plus efficace par rapport au coût. Malheureusement, à l'exception de l'exemple mentionné ci-dessus, aucun des rapports analysés n'a procédé à une comparaison quelque peu détaillée avec les autres moyens d'action principaux permettant de réduire les émissions atmosphériques des sources mobiles. Cette section se limitera à rappeler quelles sont les principales solutions de rechange aux programmes de mise à la casse. Une analyse quantitative approfondie serait nécessaire pour dégager des conclusions plus significatives de la comparaison entre ces différentes solutions. Cet examen n'abordera en outre que les mesures visant à améliorer la qualité environnementale du moyen de transport que constitue le parc automobile et n'envisagera pas le large éventail existant de mesures de gestion de la circulation.

Il convient de rappeler avant tout que c'est fondamentalement en *modifiant les prix relatifs* des différentes voitures disponibles sur le marché que les programmes de mise à la casse obtiennent leurs résultats. En effet, comme on l'explique à la section 2.7.1, ils fixent (de façon temporaire ou permanente selon la conception du programme) une limite inférieure à la valeur des véhicules anciens auxquels ils s'appliquent ; ce faisant, ils augmentent la valeur relative de ces véhicules par rapport à l'ensemble des véhicules plus récents et en rendent ainsi le remplacement meilleur marché. Cette évolution des prix relatifs peut toutefois être obtenue de différentes manières.

L'Allemagne a par exemple réussi à obtenir une modification analogue des prix relatifs en réformant la taxe annuelle sur les véhicules en juillet 1997. La réforme introduite par le gouvernement allemand consistait à accorder des crédits d'impôt pour les voitures particulières répondant aux normes Euro-3 et Euro-4 relatives aux moteurs et à accroître parallèlement la taxe acquittée par

les véhicules non catalysés. Cette mesure a entraîné une accélération considérable du rythme de remplacement des véhicules et a favorisé la mise en circulation de voitures plus propres. L'ensemble de mesures que le gouvernement hongrois a adoptées au cours des six dernières années (section 3.1) offre un autre exemple comparable. La fiscalité des véhicules relativement anciens n'a dans ce cas pas augmenté (*en valeur absolue*) mais les taxes frappant les véhicules moins polluants ont été fortement réduites, ce qui a encouragé l'achat de voitures plus écologiques et le remplacement des véhicules anciens et polluants.

Le renforcement des programmes existants de contrôle technique peut aussi avoir des effets économiques et environnementaux analogues à ceux des incitations à la mise à la casse. Si la réglementation introduit des normes d'environnement et de sécurité plus strictes pour toutes les voitures, et que les programmes de contrôle technique réussissent à en assurer le respect, il en résultera une augmentation des dépenses moyennes des automobilistes pour maintenir leur voiture en bon état de fonctionnement. Cela devrait se traduire par une augmentation du coût d'utilisation d'un véhicule ancien par rapport à un véhicule plus récent : une fois encore, les coûts relatifs des voitures anciennes et récentes évolueront, ce qui favorisera les achats de remplacement et déplacera la demande de voitures vers les modèles plus récents. Certaines données empiriques de l'expérience espagnole (Licandro et Sampayo, 1997) confirment qu'une modification des programmes de contrôle technique peut avoir des effets considérables sur la tendance des premières immatriculations, ce qui signifie qu'une mesure de ce type pourrait avoir également des effets favorables pour les constructeurs automobiles et, à travers eux, pour l'ensemble de l'économie.

Du point de vue de l'environnement, les *programmes de mise en conformité* offrent une autre solution de rechange valable aux dispositifs de mise à la casse. Ils peuvent être obligatoires ou faire appel à des incitations économiques (subventions, crédits d'impôt...). Les programmes obligatoires exercent une action analogue à celle du renforcement du contrôle technique : ils augmentent le coût d'utilisation de véhicules anciens non catalysés. Les programmes de mise en conformité volontaires, qui recourent à des incitations, entraînent des changements d'une autre nature. La mise en conformité d'un véhicule est en général beaucoup moins coûteuse que son remplacement par un véhicule plus récent et moins polluant. Cette différence de coût permet à l'organisme public qui finance le programme de réduire les émissions aux prix de dépenses moindres que celles d'un programme de mise à la casse et d'obtenir un rapport coût-efficacité plus favorable. Autrement dit, les pouvoirs publics peuvent, pour une même dépense, convaincre un plus grand nombre de propriétaires à faibles revenus de véhicules très polluants de participer aux programmes et obtiennent ainsi une plus forte amélioration de l'environnement.

Les avantages environnementaux d'une mise en conformité de voitures anciennes, dont les moteurs sont souvent en assez mauvais état, peuvent toutefois être de durée très limitée. Après une courte période, ces véhicules peuvent retrouver leurs anciennes caractéristiques environnementales ou peuvent exiger de nouvelles réparations coûteuses. Cela conduit à penser que les deux mesures – programmes de mise à la casse et programmes de mise en conformité – devraient viser deux catégories distinctes de véhicules. La première devrait porter sur les voitures anciennes en relativement mauvais état, qui ne pourraient pas parcourir de longues distances avec des équipements de mise en conformité demeurant en bon état de fonctionnement ; la seconde pourrait viser avec plus d'efficacité des véhicules relativement récents et en meilleur état d'entretien. En gros, cela tend simplement à montrer que si un bien durable ne fonctionne pas comme on le voudrait (notamment du point de vue de ses performances environnementales), il y a deux solutions possibles : le mettre au rebut et le remplacer ou bien le réparer. L'efficacité relative de ces deux solutions dépend de l'état initial du bien.

Enfin, il convient de rappeler que la mise en conformité n'entraîne aucune amélioration des caractéristiques de sécurité du véhicule ; les programmes de mise à la casse offrent sur ce point un avantage incontestable, qu'il n'a pas été possible d'évaluer dans ce rapport.

L'Allemagne (depuis 1985) et la Hongrie (voir la section 3.1) offrent des incitations à la mise en conformité des voitures particulières ; certaines villes suédoises et britanniques (Stockholm, Göteborg, Malmö, Londres) ont également mis en œuvre récemment des programmes de mise en conformité des véhicules utilitaires et des autobus urbains. Ces expériences ont donné d'assez bons résultats ; des études approfondies seront toutefois nécessaires pour établir leurs rapports coût-efficacité et coût-avantages et les comparer à ceux des programmes de mise à la casse.

## **2.6. Avantages de la réduction des émissions dans l'atmosphère**

### **2.6.1. Généralités**

Il est nécessaire de procéder à une évaluation financière des dommages provoqués par la pollution atmosphérique imputable aux transports privés pour estimer le rapport coût-avantages de la réduction des émissions obtenue grâce au programme. Cela nécessite d'affecter d'une valeur des biens qui n'en ont pas sur le marché, tels que la santé humaine et les actifs environnementaux. Ces évaluations sont particulièrement complexes et leurs résultats très aléatoires.

Néanmoins, les quelques initiatives prises depuis une dizaine d'années par des équipes pluridisciplinaires en vue de mesurer ces coûts externes<sup>27</sup> sont d'une aide précieuse dans l'évaluation des programmes de mise à la casse et dans la formulation de certains conseils pratiques. Il convient notamment de retenir deux des conclusions essentielles que tire la littérature récente.

Tout d'abord, les dommages externes des transports privés assurés par l'automobile sont très largement fonction des sites : ils varient selon la zone où s'effectue le déplacement. Comme le suggère l'intuition, les dommages sont beaucoup plus importants lorsque ce dernier a lieu dans une zone urbaine densément peuplée, dans la mesure où la santé humaine est le bien le plus précieux auquel la pollution porte atteinte. Abstraction faite de la densité de population, les dommages sont plus manifestes lorsque les conditions météorologiques sont défavorables (couche de brassage plus basse, faibles vitesses et fréquence d'inversion de la température).

Par conséquent, les programmes de mise à la casse présentent un rapport coût-avantages d'autant plus satisfaisant qu'ils aboutissent au retrait de la circulation des véhicules polluants principalement utilisés dans les zones métropolitaines densément peuplées. Les modifications apportées en 1990 à la loi sur la pureté de l'air, aux États-Unis, proposaient à cet égard d'adopter des programmes de mise à la casse dans les zones de dépassement des normes sur l'ozone et le CO, à savoir, principalement, les zones métropolitaines (voir encadré 1).

Les travaux effectués par la Commission européenne (1995) et Bickel *et al.* (1997) indiquent également que toutes choses égales par ailleurs, les dommages induits par une tonne d'un polluant donné émis par les voitures particulières (ou tout autre véhicule de transport routier) sont sensiblement plus graves que ceux que provoque la même quantité de polluant émis à partir d'une source fixe industrielle, notamment dans les zones densément peuplées. Ce phénomène est principalement dû aux processus de dispersion dans l'atmosphère, qui ne sont pas les mêmes dans un cas et dans l'autre. En effet, les polluants émis par les pots d'échappement restent concentrés dans une zone relativement circonscrite par rapport à ceux que dégagent les cheminées d'usine, qui se diffusent ou "se diluent" sur un rayon de quelques centaines de kilomètres. Si la zone peu étendue où se répandent les polluants est densément peuplée, les coûts externes de l'une et de l'autre sources sont très différents.

De ce fait, il n'est pas nécessairement pertinent de comparer le rapport coût-efficacité des mesures destinées à réduire les émissions des transports avec celui des mesures adoptées pour limiter les émissions de certaines sources fixes industrielles. Ainsi, éliminer une tonne de CO émise par les automobiles dans

une zone urbaine peut se révéler plus efficace que de supprimer la même quantité de CO émise par une cheminée d'usine de 200 mètres de hauteur située dans cette même zone (bien que la deuxième solution soit moins coûteuse). Si cette hypothèse est juste, il n'est peut-être pas efficient, du point de vue économique, d'échanger à un contre un des crédits de réduction des émissions des sources mobiles contre des crédits de réduction des émissions des sources fixes (comme cela se pratique aux États-Unis).

Dans l'ensemble, les informations disponibles sur les dommages provoqués par les polluants atmosphériques semblent indiquer que les programmes de mise à la casse peuvent donner des résultats beaucoup plus satisfaisants s'ils permettent de retirer de la circulation les automobiles polluantes utilisées principalement dans les zones urbaines densément peuplées. C'est dans ces zones qu'ils sont le plus susceptibles de demeurer un instrument précieux aux fins de réduction de la pollution de l'environnement. Inversement, les véhicules qui ne sont utilisés que dans les zones rurales à faible densité de population causent des dommages relativement bénins. De ce fait, le rapport coût-avantages des mesures adoptées pour les retirer de la circulation est probablement défavorable.

### ***2.6.2. Quelques enseignements de l'expérience acquise***

Malheureusement, les informations disponibles sur le rapport coût-avantages des programmes de mise à la casse appliqués sont très peu nombreuses, dans la mesure où presque personne ne les a évalués à la lumière de ce critère.

La seule analyse coût-avantages conduite rétrospectivement a porté sur le programme norvégien de "primes à la casse". Mis en œuvre dans l'ensemble du pays pendant toute l'année 1996, ce dispositif accordait une prime de 5 000 NOK (environ 880 US\$ de 1997) à tous les propriétaires qui retiraient de la circulation une voiture de plus de dix ans. Il ne prévoyait aucune obligation concernant le véhicule de remplacement. D'après les estimations, 150 000 automobiles ont été mises au rebut, *non compris* celles qui l'auraient été en l'absence de mesures d'incitation. Le Transportøkonomisk Institutt (1997) a évalué le rapport avantages-coût de ce programme à environ 0.5, ce qui n'est pas satisfaisant.

L'étude Hahn (1995) procède à une évaluation intéressante en ce sens qu'elle vise à généraliser, au moyen de calculs économétriques, les données relatives à un programme pilote mis en œuvre dans le Delaware (qui a abouti à la mise au rebut de 125 automobiles). L'étude évalue d'abord combien de

voitures seraient retirées de la circulation avec des primes de différents montants, autrement dit, "l'offre de mise au rebut". Ensuite, elle chiffre la réduction des émissions d'hydrocarbures et de NO<sub>x</sub> correspondant aux différents nombres de véhicules retirés de la circulation, en partant de l'hypothèse que les voitures supprimées sont remplacées par des automobiles représentatives du parc existant (et présentant un taux d'émission moyen). Enfin, elle évalue les avantages nets des différents scénarios, c'est-à-dire de programmes qui accorderaient des primes de 250, 500, 750 et 1 000 US\$, et qui aboutiraient chacun à un nombre différent de mises à la casse. La comparaison des rapports coût-avantages est opérée sur la base de quatre hypothèses différentes en ce qui concerne la valeur financière des émissions évitées. Plus précisément, les avantages sont mesurés en fonction des estimations indiquées dans le tableau 5.

**Tableau 5. Différentes valeurs attribuées par Hahn (1995) aux avantages de la réduction des émissions**

	Valeur marchande des crédits (\$/t)	Coûts évités selon les estimations de l'Agence pour la protection de l'environnement (\$/t)	Estimations du consentement à payer (\$/t)	Coûts évités selon les estimations SCAQMD <sup>(*)</sup> (\$/t)
	(A)	(B)	(C)	(D)
<b>NO<sub>x</sub></b>	100	2 750	5 050	8 500
<b>Hydrocarbures</b>	75	3 050	2 860	30 000

<sup>(\*)</sup> South Coast Air Quality Management District, Californie.

Selon les résultats de l'étude, les programmes de mise à la casse de faible portée (environ 20 000 voitures) assortis d'une prime relativement peu élevée (250 US\$) ont un effet positif dans pratiquement toutes les hypothèses (seule l'évaluation réalisée conformément à l'hypothèse A indique des effets nets négatifs). Ensuite, si le programme prévoit des primes plus élevées (500 US\$, ce à quoi correspond la mise au rebut de 200 000 véhicules) et si on évalue les effets conformément aux hypothèses A, B et C, les effets nets imputables aux mesures deviennent rapidement *négatifs* (en d'autres termes, le programme échoue à l'épreuve du rapport coût-avantages). Pour les programmes de grande envergure où l'incitation est relativement forte, les avantages nets ne restent positifs que si on accorde une valeur très élevée au coût externe de la pollution (lorsqu'on utilise les valeurs de l'hypothèse D). Si les avantages sont évalués conformément aux valeurs indiquées dans la dernière colonne du tableau, les

avantages nets totaux sont optimaux, à condition que la prime soit d'environ 1 480 US\$ et que l'offre de mise au rebut atteigne approximativement un million de véhicules (hypothèse D).

Ces données confirment deux observations. Premièrement, les programmes à petite échelle sont beaucoup plus efficaces que les dispositifs de grande ampleur. Deuxièmement, les programmes de mise à la casse sont un peu plus avantageux dans les “zones sensibles”, où les dommages dus à la pollution atmosphérique sont plus graves. L'étude ne tient par ailleurs pas compte du fait que l'augmentation de la valeur des véhicules anciens (liée à l'incitation à la mise au rebut) pourrait entraîner un report de la décision de remplacement dans certains ménages à faible revenu et donc prolonger en pratique la vie utile de certaines voitures très polluantes.

## **2.7. Enseignements tirés des programmes mis en œuvre dans le passé : critères de sélection**

Différents critères de sélection ont été retenus et/ou préconisés dans le passé pour que les programmes de mise à la casse permettent d'atteindre les objectifs définis. Ils visent à déterminer les véhicules retirés de la circulation et les véhicules de remplacement. Les premiers doivent notamment présenter un taux d'émission moyen élevé ; en outre, il convient de s'assurer qu'ils auraient parcouru un nombre important de kilomètres pendant la durée de vie qui leur restait. Les critères relatifs aux voitures de remplacement portent uniquement sur leurs performances environnementales.

Bien entendu, plus le ciblage des véhicules qui donnent droit à la prime est restrictif, plus le nombre potentiel de voitures réformées dans le cadre du programme est réduit. Par ailleurs, si la sélection est adaptée, elle a pour effet d'améliorer le rapport coût-efficacité des mesures.

### **2.7.1. Ciblage de l'offre de mise au rebut**

#### *Montant de la prime*

Le montant de la prime accordée aux propriétaires pour les inciter à réformer leur véhicule est le critère essentiel qui permet de cibler les automobiles envoyées à la casse, en quantité comme en qualité. Le propriétaire d'une vieille voiture a en général trois possibilités : il peut la conserver et l'entretenir de telle sorte qu'elle reste en état de marche, essayer de la vendre

d'occasion ou bien la mettre au rebut. Entre ces deux dernières possibilités, il choisit évidemment celle qui lui assure le gain le plus important. Dans les deux cas, il devra satisfaire ses besoins en transport par un autre moyen, pour un coût donné.

Du point de vue économique, l'explication la plus simple de la décision du propriétaire est la suivante : il choisit de réformer sa voiture si sa valeur "en état de marche" (V), déduction faite des frais d'entretien nécessaires (FE), est inférieure au prix que lui en proposerait le ferrailleur (PF). Ainsi, le propriétaire mettra sa voiture au rebut si :

$$V - FE < PF$$

Une prime à la casse accroît artificiellement la valeur de PF et, par ricochet, le nombre de voitures retirées de la circulation pendant une période donnée (anticipant des décisions qui seraient mises à exécution plus tard, c'est-à-dire dès lors que la valeur des automobiles aurait diminué en raison de leur vieillissement).

Une prime d'un faible montant n'attire que les véhicules anciens, mal entretenus, dont la valeur de marché V est faible et dont les frais d'entretien risquent d'être élevés. Elle peut donc avoir un effet positif sur le programme, en ce sens qu'elle attirera les véhicules censés présenter un taux d'émission moyen élevé. En revanche, les véhicules ciblés par une prime d'un faible montant risquent d'être proches de l'échéance "naturelle" de leur réforme, car ils deviendront rapidement inutilisables : payer pour qu'ils soient mis à la casse peut donc entraîner une perte sèche pour l'économie. En outre, une faible prime convaincra difficilement les propriétaires à bas revenu d'une voiture très polluante de la remplacer par un véhicule plus propre, qui représente une grosse dépense. Plus le montant de la prime est important, plus il attire de véhicules dont la valeur de marché est élevée et dont les frais d'entretien sont normalement faibles. Ceci, comme nous l'avons vu, augmente le volume total des émissions évitées, mais entraîne aussi la mise au rebut de voitures dont les performances environnementales sont relativement satisfaisantes. Le rapport coût-efficacité du programme s'en trouve affecté. La prime devrait donc être assortie de critères supplémentaires, de façon à limiter le nombre total de voitures mises au rebut et à sélectionner les véhicules les plus polluants.

Le montant de la prime versée dans le cadre des programmes de "primes au remplacement" varie entre 500 et 1 600 US\$ (1997). Il s'établit le plus souvent aux alentours de 800 US\$. Ce montant se situe entre un dixième et un quinzième de la valeur moyenne d'un véhicule neuf. La prime accordée dans le

cadre des programmes de “primes à la casse” est en général beaucoup moins élevée et va de 300 US\$ environ à 700 US\$.

### *Âge minimum requis*

Le critère de l'âge a été utilisé dans presque tous les programmes mis en œuvre à ce jour. Seuls les véhicules dont l'âge est supérieur à une certaine limite donnent droit au versement d'une prime. Les âges minimaux requis les plus bas, à savoir 7 et 8 ans, étaient ceux fixés respectivement par le programme espagnol “Renove II” et par le second programme français (“Prime qualité automobile”). Dans les deux cas, très peu de voitures vieilles de 7 à 9 ans ont bénéficié du programme. C'est aux États-Unis que l'âge le plus élevé a été imposé.

Les associations de collectionneurs de voitures, notamment aux États-Unis, ont souligné que les programmes risquaient d'entraîner la mise au rebut d'automobiles anciennes rares. Pour éviter que les vieilles voitures de grande valeur ne soit irrémédiablement détruites, le rapport de l'Agence de protection de l'environnement et du Air Resource Board de Californie (1998) préconise de publier la liste des véhicules susceptibles de bénéficier du programme avant qu'ils ne soient détruits, de façon à ce que les collectionneurs puissent le cas échéant les racheter à leur propriétaire d'origine. Bien entendu, les automobiles acquises par les collectionneurs ne donnent pas droit à la prime.

Comme nous l'avons vu précédemment, imposer un âge minimum ne suffit pas à garantir que les véhicules les plus polluants et les plus utilisés sont retirés de la circulation. C'est pourquoi ce critère est souvent conjugué à d'autres.

### *Ciblage fondé sur le contrôle technique*

La plupart des programmes mis en œuvre en Amérique du Nord s'appuient sur les contrôles techniques pour repérer les véhicules donnant droit à une prime. Seules sont retenues les automobiles dont le taux d'émission moyen dépasse un certain plafond. Il a été reproché à ce système d'encourager certains propriétaires à “trafiquer” leur véhicule de façon à accroître leur taux d'émission et à toucher la prime, voire de les inciter à corrompre le personnel chargé des contrôles techniques. Ce type de stratagème peut infléchir les résultats du programme, mais il convient de ne pas surestimer ses effets. Le montant de la prime décourage toujours les propriétaires de véhicules relativement peu polluants et bien entretenus : dans la mesure où la valeur de marché de leur voiture est probablement très supérieure au montant de la prime, ils n'ont pas intérêt à tricher. De plus, si le contrôle technique est effectué correctement, il est

difficile de frauder. Certes, il est impossible d'éviter que certains véhicules présentant des performances supérieures à la moyenne de leur catégorie ne soient réformés. Néanmoins, cette lacune est peu susceptible, à elle seule, de fausser considérablement les résultats obtenus.

Certains programmes (le programme canadien Scrap-It, par exemple) s'appuient également sur les résultats des contrôles techniques effectués un ou deux ans *avant* la mise en œuvre du programme. Dans les cas où ce critère peut être utilisé, il évite le problème de la fraude. En revanche, un contrôle effectué un ou deux ans plus tôt ne fournit pas d'informations très précises sur l'état présent du véhicule, dont le fonctionnement risque donc de ne pas être conforme aux critères requis.

Dans quelques cas, les contrôles techniques servent à garantir que les véhicules retirés de la circulation sont susceptibles de durer encore longtemps et qu'ils parcourent régulièrement un certain nombre de kilomètres. Dans le cadre du projet pilote de "prime à la casse" conduit dans l'Illinois, des spécialistes en mécanique ont été chargés d'évaluer la durée d'utilisation restante des véhicules. Le programme canadien "Scrap-It" s'appuyait sur le relevé des compteurs kilométriques, qui permet de déterminer si les véhicules ont parcouru un nombre suffisant de kilomètres dans les années antérieures. Dans ces cas, la corruption peut représenter un problème plus grave. Il n'y a toutefois aucun moyen d'empêcher ce type de "resquillage" : tout dispositif de mise à la casse attirera inévitablement un certain nombre de véhicules qui auraient de toute manière été retirés de la circulation.

### *Assurance et règles d'immatriculation*

En général, le véhicule des candidats à la prime doit avoir été immatriculé et assuré régulièrement pendant un certain temps avant le lancement du programme. Cette obligation vise à garantir que les voitures qui ne sont plus utilisées ou immatriculées ne sont pas admises dans le programme. De même, la plupart des programmes mis en œuvre en Amérique du Nord font obligation à l'automobiliste de conduire le véhicule jusque chez le ferrailleur.

Le type d'immatriculation (voitures à usage commercial par opposition aux voitures à usage purement privé, par exemple) peut aussi servir de critère pour sélectionner les véhicules dont le nombre de VKP moyen est plus élevé.

Enfin, le lieu d'immatriculation de l'automobile peut également faire office de critère de sélection, et ce dans un double objectif. Premièrement, pour éviter que de vieilles voitures polluantes répondant aux autres critères ne soient

importées d'une autre région ou d'un autre pays. Deuxièmement, pour garantir que les automobiles mises au rebut étaient principalement utilisées dans la zone ciblée (par exemple, une zone urbaine où les émissions causent plus de dommages ou une région de dépassement des normes où un objectif donné de réduction des émissions doit être atteint).

### *Critères “technologiques”*

Certains programmes définissent la technologie des véhicules qui donnent droit à la prime. Le dispositif hongrois est conçu de manière à n'envoyer à la casse que les vieilles voitures à moteur à deux temps qui sont toujours en circulation (de marques Trabant, Wartburg et Barkas). Certains constructeurs et concessionnaires européens proposent désormais la mise au rebut des automobiles non équipées d'un convertisseur catalytique, quel que soit leur âge.

D'autres critères technologiques peuvent être envisagés en fonction du type de polluant ciblé. Ainsi, il est possible de retirer de la circulation un nombre limité de vieux véhicules diesels polluants dans le but de réduire les émissions de particules.

Un moyen de s'assurer que les véhicules mis à la casse ont couvert un grand kilométrage annuel consiste à *cibler les poids lourds et les autobus*. Ces types de véhicules ont en effet un nombre moyen de VKP à peu près double de celui des voitures particulières. Le coût moyen de remplacement de ces véhicules est toutefois plus élevé lui aussi et une prime plus forte sera donc nécessaire pour convaincre les propriétaires de participer au programme. Le rapport coût-efficacité de ces programmes du point de vue des principaux polluants est donc incertain. Pour évaluer la faisabilité et l'efficacité de ces programmes, il faut en outre tenir compte du fait que les propriétaires de ces véhicules ne sont pas des ménages mais des entreprises. Celles-ci n'ont pas toutes le même pouvoir d'achat et d'autres variables peuvent influencer sur leurs décisions en matière de transport. D'autres études sont donc nécessaires pour évaluer de façon plus précise cette possibilité.

### *Vente et réemploi de pièces détachées*

La proposition de réglementation sur le retrait accéléré des véhicules en Californie (California EPA-ARB, 1998) interdit toute vente ou réutilisation de pièces des véhicules retirés de la circulation pour obtenir des crédits de réduction des émissions des sources mobiles. Cette règle a probablement été établie pour éviter que la durée de vie moyenne des vieux véhicules polluants ne

faisant pas l'objet d'un retrait volontaire puisse être allongée grâce aux pièces détachées provenant des voitures mises au rebut. L'objectif ultime est donc d'accélérer la mise à la casse et le remplacement des vieux véhicules même s'ils ne participent pas au programme. Comme on l'a indiqué en termes généraux à la section 2.1, cette accélération du processus de remplacement peut avoir deux effets distincts. D'une part, elle peut accroître le nombre de voitures mises au rebut, démontées et recyclées et de nouvelles voitures fabriquées pendant une période donnée, et donc augmenter les coûts "fixes" d'environnement correspondants. D'autre part, elle permet d'accélérer le retrait de certains véhicules gros pollueurs<sup>28</sup> et d'éviter les émissions correspondantes. Il est difficile d'estimer si l'effet global net sur l'environnement est positif ou négatif.

### **2.7.2. Véhicules de remplacement**

#### *Âge maximum requis*

La plupart des programmes européens imposent le remplacement du véhicule par une voiture neuve. Le programme canadien "Scrap-It" autorisait, entre autres possibilités, l'achat d'une voiture d'occasion, sous réserve que sa première immatriculation ne soit pas antérieure à 1988 (c'est-à-dire qu'elle n'ait pas plus de huit ans).

Aucun des autres programmes n'imposait de limite stricte à l'âge des véhicules de remplacement. Ils faisaient simplement l'hypothèse que le véhicule mis au rebut serait remplacé par un véhicule "moyen" du parc. La Hongrie a interdit l'importation de voitures de plus de quatre ans. Cela étant, cette mesure a été prise indépendamment du programme de mise à la casse. Elle a eu des répercussions sur ses résultats, mais elle n'en fait pas vraiment partie.

#### *Autres critères*

Ce sont les caractéristiques technologiques qui servent le plus souvent de critères pour définir les véhicules de remplacement autorisés.

En Grèce, les véhicules de remplacement doivent impérativement être équipés d'un convertisseur catalytique. Dans le cadre du deuxième programme italien (mis en œuvre pendant les sept premiers mois de 1998), le versement de la prime était subordonné à l'achat d'une voiture neuve dont la consommation de carburant était inférieure à 9 litres aux cent kilomètres (qu'il s'agisse de moteurs diesel ou à essence). Un autre programme appliqué en Italie prévoit une prime

dans le cas où le véhicule de remplacement fonctionne au méthanol, au GPL ou à l'électricité. Son succès a été très limité à ce jour, en particulier à cause du manque d'infrastructures (stations) où l'on peut se procurer du méthanol ou recharger ses batteries.

Dans le cadre du programme mis en œuvre à Budapest à partir de 1993, seuls certains modèles pouvaient être achetés en guise de voiture de remplacement (SEAT Marbella, Suzuki Swift, Opel Corsa, Renault et Volkswagen Polo). Ces modèles ont été sélectionnés par un comité en fonction des caractéristiques de leur moteur, parce qu'ils étaient équipés de convertisseurs catalytiques et compte tenu de leur prix et des conditions de financement proposées par les concessionnaires.

### *Incitations en faveur de l'utilisation des transports en commun*

À Budapest et dans le cadre du programme canadien "Scrap-It", les candidats pouvaient aussi recevoir une carte d'abonnement gratuite au réseau de transports en commun. Le propriétaire du véhicule mis au rebut était donc incité à utiliser cet autre mode de déplacement plutôt qu'à racheter une voiture. Ce type de disposition vise bien entendu à influencer la répartition modale dans les zones urbaines.

Les résultats du programme mis en œuvre à Budapest n'ont pas été très satisfaisants. Les propriétaires de voitures à moteur à deux temps se sont vu offrir des abonnements gratuits pour eux et pour les membres de leur famille, à concurrence de quatre personnes. La valeur de l'abonnement annuel était d'environ 30 000 HUF et représentait donc en théorie une incitation du même ordre de grandeur que l'autre prime possible, soit 100 000 HUF (accordée en cas d'achat d'un nouveau modèle). L'option n'était toutefois pas si attrayante en pratique. Beaucoup des propriétaires de ces voitures sont en effet des retraités, et *toute* personne de plus de 65 ans peut obtenir un abonnement annuel gratuit sur les transports publics de Budapest. D'autres propriétaires sont plus jeunes et retireraient un réel avantage d'un abonnement gratuit, mais d'autre part ils ne peuvent pas s'en remettre aux seuls transports publics et préfèrent donc garder leur *unique* vieux véhicule plutôt que de l'envoyer à la casse.

En revanche, l'expérience canadienne a indéniablement été couronnée de succès. Parmi les trois types de prime possibles, à savoir 500 dollars canadiens pour l'achat d'une voiture de remplacement d'occasion, 700 dollars pour l'achat d'une automobile neuve et une carte d'abonnement gratuite valable un an sur le réseau local de transports en commun, cette dernière a été choisie par 52 pour cent des propriétaires qui ont bénéficié du programme. Certains d'entre eux

(environ un tiers) n'avaient jamais utilisé une carte d'abonnement auparavant ou seulement très rarement. Dans la plupart des cas, ils se sont déclarés "très satisfaits" de leur abonnement aux transports en commun après l'avoir essayé. De manière assez inattendue, le rapport coût-efficacité du programme a été jugé moins satisfaisant lorsque les propriétaires choisissaient la carte d'abonnement que dans les cas où ils achetaient une voiture neuve ou d'occasion. Les émissions imputables aux transports en commun ont été évaluées sur la base des émissions moyennes par voyageur-kilomètre pour ces moyens de transport, dans la zone concernée. Cela s'explique en partie par le fait que le coût moyen de la carte d'abonnement offerte (environ 1 000 dollars canadiens) était sensiblement supérieur à celui des deux autres types de prime. En revanche, dans la mesure où les transports en commun fonctionneraient aussi en l'absence de programme, on peut aussi considérer que leurs émissions marginales par voyageur-kilomètre sont nulles.



### **3. LES PROGRAMMES DE MISE A LA CASSE PEUVENT-ILS ETRE UTILISES DANS LES PAYS ANCIENNEMENT SOCIALISTES ?**

La plupart des pays anciennement socialistes présentent des caractéristiques économiques, sociales et institutionnelles très différentes de celles des neuf pays occidentaux (énumérés dans les encadrés 1 à 3) qui ont eu recours à des programmes de mise à la casse. Ils n'appliquent pas non plus les mêmes règles et normes relatives aux impacts sur l'environnement du parc de véhicules routiers. Il n'est donc pas possible d'évaluer les possibilités d'appliquer des programmes efficaces de mise à la casse dans ces pays sans tenir compte de ces différences et les conclusions tirées des neuf expériences analysées ne peuvent pas être extrapolées *directement* à ceux-ci. En outre, le groupe des pays anciennement socialistes ne présente pas des caractéristiques économiques et institutionnelles homogènes : il va sans dire que toutes les variables pertinentes pour la présente analyse présentent d'énormes différences entre la Slovénie et la Fédération de Russie, par exemple. De plus, comme on l'a indiqué aux sections 2.2 et 2.3, l'évaluation des programmes du point de vue de l'environnement se fonde largement sur la connaissance que l'on a des coefficients d'émission moyens des principaux polluants considérés et du kilométrage parcouru par les différents véhicules qui composent le parc en fonction de leur âge, de leur état d'entretien et de leurs caractéristiques techniques. Il n'est malheureusement pas facile de se procurer des données précises sur ces variables pour les pays d'Europe de l'Est.

Pour toutes ces raisons, il est difficile de donner des orientations détaillées pour action qui soient valables pour l'ensemble de ces pays. La compréhension des principes sur lesquels se fondent les programmes de mise à la casse, associée à une analyse plus fine de l'expérience de la Hongrie, pourrait néanmoins permettre de formuler un certain nombre de propositions concrètes à l'intention des décideurs d'Europe de l'Est.

#### **3.1. Le cas de la Hongrie**

En 1991, 90 pour cent environ du parc automobile hongrois était constitué de modèles produits dans les pays anciennement socialistes. Cette part du parc

était assez ancienne, la moyenne d'âge étant de 9.7 ans. Les véhicules produits dans les pays industrialisés occidentaux étaient un peu plus récents (8.9 ans en moyenne). Beaucoup des voitures en circulation présentaient des caractéristiques environnementales médiocres : c'était en particulier le cas des voitures et camionnettes à moteur à deux temps (Trabant, Wartburg et Barkas), qui représentaient de l'ordre d'un tiers des modèles est-européens (30 pour cent du parc total).

Le parc automobile hongrois a connu depuis lors une augmentation régulière : il est passé d'environ 2 millions de voitures particulières en 1991 à 2.3 millions en 1997 (tableau 6). Cet accroissement est toujours allé de pair avec deux autres phénomènes. D'une part, le parc a connu un vieillissement rapide : l'âge moyen est passé de 9.6 ans en 1991 à plus de 12 ans en 1997. D'autre part, la proportion de voitures en circulation produites dans les pays occidentaux a progressé d'année en année, pour atteindre 44 pour cent en 1997. En fait, l'importation de modèles occidentaux a non seulement satisfait l'immense majorité de la demande *additionnelle*, mais il y a aussi eu un considérable *remplacement* des véhicules anciens produits dans les pays d'Europe orientale. On peut estimer que de l'ordre de 330 000 automobilistes ont remplacé leur modèle est-européen par un véhicule occidental entre 1993 et 1997. La majorité de ces anciens modèles ont été mis à la casse ; une partie d'entre eux pourrait toutefois avoir été vendue à des ressortissants étrangers à faible revenu. On ne dispose malheureusement pas de données permettant d'établir quelle est la proportion de ces véhicules qui a été exportée.

**Tableau 6. Caractéristiques du parc hongrois de voitures particulières**

<i>Année</i>	<b>Voitures particulières en circulation</b>	<b>Âge moyen</b>	<b>Produites dans les pays occidentaux (y compris le Japon)</b>	<b>Produites dans les pays anciennement socialistes</b>	<b>Part des moteurs à deux temps dans l'ensemble des modèles d'Europe orientale</b>
1991	2 015 000	9.6	11 %	89 %	34.0 %
1993	2 094 000	10.3	23 %	77 %	33.7 %
1997	2 298 000	12.1	44 %	56 %	37.2 %

Source : CEMT et données du ministère hongrois des Transports.

L'augmentation de l'âge moyen n'a pas touché seulement les modèles d'Europe orientale, mais aussi les voitures d'origine occidentale : il a atteint 9.7 ans en 1997 pour ces dernières (contre 14.1 ans pour les modèles est-européens). Ce processus de vieillissement rapide s'explique par le fait

qu'une part appréciable des voitures importées pendant la période analysée étaient des véhicules anciens *d'occasion*, comme l'indique le tableau 7. Ce tableau montre toutefois aussi que l'âge moyen des voitures *immatriculées pour la première fois* a progressivement diminué. Il y a à cela deux raisons principales. D'une part, la croissance de l'économie hongroise (et l'augmentation du revenu disponible moyen par ménage) a permis à la population d'acheter des modèles plus récents. D'autre part, l'introduction d'une limite supérieure d'âge pour l'importation de véhicules d'occasion est venue renforcer considérablement cette tendance. Cette limite, fixée initialement à dix ans en 1991, a progressivement été réduite à 8, puis à 6 et finalement à 4 ans en 1997.

**Tableau 7. Proportion de véhicules occidentaux d'occasion importés dans le total des premières immatriculations de voitures particulières en Hongrie, 1993-1997**

	1993	1994	1995	1996	1997
Voitures occidentales d'occasion	80 025	56 472	62 925	34 083	10 968
(pourcentage des premières immatriculations)	(62.8 %)	(53.6 %)	(52.6 %)	(34.9 %)	(12.8 %)
Total des premières immatriculations	127 337	102 502	118 912	96 725	81 735
Âge moyen	6.1	5.1	4.9	3.5	1.2

Source : Ministère hongrois des Transports.

L'incitation à la mise à la casse offerte aux propriétaires de voitures à moteur à deux temps, qui est brièvement résumée dans l'encadré 2, a été introduite en 1993 à Budapest (où l'on trouve quelque 25 pour cent du parc automobile hongrois) puis étendue à l'ensemble du pays. Le premier programme était financé par la ville de Budapest et le second par l'Agence hongroise de l'environnement. Ces programmes n'ont pas connu un grand succès, comme on peut le déduire des chiffres du tableau 6. Le nombre total de voitures de marque orientale était déjà en diminution *avant* l'introduction de l'incitation et on n'a observé aucune accélération notable de cette tendance à partir de 1993. La proportion de moteurs à deux temps parmi les modèles

est-européens en circulation (dernière colonne du tableau 6) n'a en particulier connu aucune réduction sensible ; au contraire, elle a légèrement *augmenté* entre 1993 et 1997 (passant de 34 à 37 pour cent du total des modèles fabriqués en Europe orientale). Cela tend à montrer que durant cette période, leur taux de mise à la casse a été encore plus faible que celui des autres modèles est-européens (non visés).

Comme indiqué à la section 2.3, le médiocre succès de ce programme tient notamment à l'exigence spécifique d'acheter un *nouveau* modèle comme voiture de remplacement. Le revenu annuel net moyen d'un travailleur hongrois équivalait en 1997 à un quart environ du prix d'un véhicule neuf de taille moyenne (cylindrée de 1.4 à 1.5 litre). L'incitation accordée par l'État pour la mise à la casse d'une voiture à moteur à deux temps représente 2 à 6 pour cent du prix d'un véhicule neuf de cette catégorie. Bien qu'intéressante, cette incitation pourrait difficilement persuader un ménage à faible revenu de remplacer sa vieille voiture. Pour faire une comparaison grossière, l'incitation donnée par le premier programme français ("prime à la casse", voir encadré 2) était de l'ordre de 5 à 6 pour cent de la dépense moyenne consacrée à l'achat d'un nouveau modèle, soit le même ordre de grandeur qu'en Hongrie. Or le revenu annuel net moyen d'un travailleur français était en 1997 légèrement *supérieur* au prix moyen d'une nouvelle voiture : celui-ci correspondait en fait à 41 semaines de salaire (CCFA, 1998(a))<sup>29</sup>. Comme la plupart des propriétaires de voitures à moteur à deux temps ont de faibles revenus, il est hautement improbable qu'ils soient en mesure d'acheter un nouveau modèle, malgré l'incitation qu'ils reçoivent. Ils se tourneront plutôt vers l'achat d'une voiture de remplacement d'occasion – de préférence de vieilles voitures d'origine occidentale, car elles sont dans la plupart des cas plus confortables et plus fiables que les modèles est-européens d'âge équivalent. La limite d'âge pour les voitures importées qui a été introduite en 1991 et abaissée considérablement par la suite a toutefois fortement réduit l'offre de ces véhicules de remplacement et pourrait par conséquent avoir accru leur valeur marchande. De ce fait, nombre d'automobilistes à faible revenu pourraient avoir conservé leur vieille voiture pendant quelques années de plus et reporté la décision de la remplacer à plus tard (à un moment où ils espèrent être en mesure de dépenser davantage).

Les programmes de mise à la casse introduits simultanément pour les véhicules lourds (autobus et camions) ont connu une plus grande réussite. Une incitation de l'État, d'un montant de 750 000 HUF (environ 3 600 US\$ de 1997), a été accordée pour le remplacement d'un vieil autobus (aucune limite inférieure d'âge n'était imposée) par un véhicule neuf se conformant aux réglementations les plus récentes relatives aux émissions ou pour le simple changement de son moteur. Des incitations analogues ont été accordées pour le remplacement de vieux camions ou de leur moteur par des modèles nouveaux à

faibles émissions. Les propriétaires des vieux véhicules pouvaient les remplacer par des produits assez bon marché de l'industrie hongroise, qui était aussi à même de retirer quelque avantage du programme.

Plusieurs autres mesures ont été prises au cours de la même période pour améliorer les performances environnementales du parc automobile hongrois. Certaines d'entre elles visaient les caractéristiques d'environnement et de sécurité des *nouvelles* immatriculations. Les normes d'émission pour les immatriculations de véhicules neufs ont été considérablement renforcées : depuis mai 1995, seuls des véhicules à catalyseur peuvent être mis en circulation dans le pays. Depuis 1997, toutes les voitures immatriculées pour la première fois doivent se conformer aux normes R. 83.01 de la CEE-NU. La taxe à l'importation de véhicules étrangers a parallèlement été réduite pour les voitures équipées d'un catalyseur. Les voitures particulières sans convertisseur catalytique représentent encore la majorité du parc, mais leur pourcentage baisse rapidement : il représentait près de 90 pour cent du parc en 1995 et 82 pour cent à la fin de 1997.

D'autres mesures visent des cibles plus larges. Des incitations économiques ont été introduites pour encourager la mise en place de catalyseurs sur toutes les voitures, que celles-ci soient immatriculées pour la première fois ou déjà en circulation. Une réduction de 25 à 50 pour cent de la taxe d'immatriculation annuelle a été accordée aux voitures équipées d'un catalyseur, en fonction de la qualité de la technique de lutte contre les émissions appliquée au véhicule. Les camions satisfaisant à la réglementation la plus récente de la CEE-NU bénéficient d'une réduction de taxe analogue.

Un troisième groupe de mesures vise davantage les véhicules déjà en circulation. Depuis 1995, une inspection annuelle obligatoire – où l'on vérifie aussi les taux d'émission – a été imposée aux véhicules non catalysés. Les véhicules jugés non conformes lors de l'inspection ne sont pas autorisés à circuler.

Enfin, et ce n'est pas la mesure la moins importante, le gouvernement accorde depuis 1994 une subvention à tout automobiliste qui équipe sa voiture d'un catalyseur. La subvention, qui couvrait initialement 60 pour cent environ du coût correspondant, a été transformée ultérieurement en une somme forfaitaire de 25 000 HUF (environ 120 US\$) par voiture, qui représente pratiquement le coût total de l'installation. Ce programme de mise en conformité a connu un grand succès et il a concerné quelque 100 000 voitures depuis son adoption. On estime que l'installation d'un catalyseur sur les vieux modèles à moteur à deux temps et à quatre temps produits dans les pays de l'Est (Trabant, Wartburg, Barkas, Dacia, Lada, Skoda) permet de réduire les

émissions moyennes de quelque 50 pour cent (Meretei *et al.*, 1996). La réduction est en fait beaucoup plus forte que la moyenne pour les hydrocarbures, légèrement supérieure pour le CO et inférieure pour les oxydes d'azote.

## **3.2. Cadre général : quelques caractéristiques de l'évolution récente des parcs automobiles est-européens**

### **3.2.1. Rythme d'accroissement des parcs automobiles est-européens**

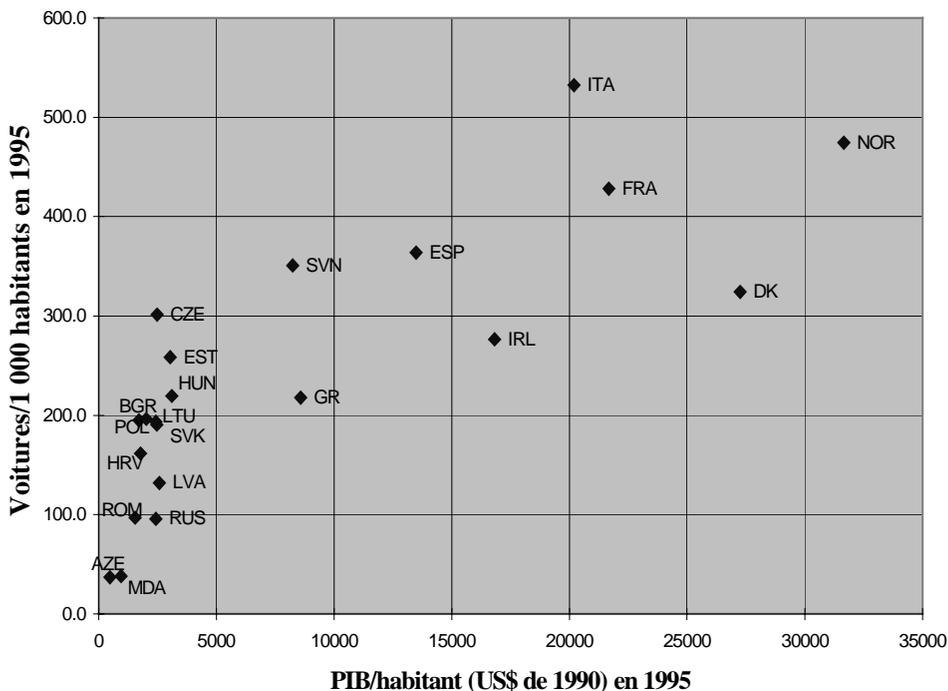
Les Figures 10 et 11 présentent certaines données de base sur le PIB par habitant, le taux de motorisation (nombre de voitures par 1 000 habitants) et le rythme d'accroissement du parc dans certains pays d'Europe orientale et occidentale<sup>30</sup>. Parmi les pays occidentaux, elles ne mentionnent que ceux qui appliquent des programmes de mise à la casse.

Avant tout, les données transversales de la Figure 10 mettent en évidence, comme on pouvait s'y attendre, une relation directe entre le PIB par habitant et le nombre de voitures particulières par 1 000 habitants. La répartition des points semble aussi indiquer que la relation entre le PIB et la motorisation est plus forte pour les faibles niveaux de revenu et tend à s'affaiblir progressivement à mesure qu'augmente le PIB par habitant. En 1995, le taux de motorisation était inférieur à 50 voitures par 1 000 habitants en Moldavie et en Azerbaïdjan, qui sont aussi les pays étudiés où le PIB par habitant est le plus bas. Mais à de tels niveaux, il augmente très rapidement avec le PIB. Le taux de motorisation de l'Estonie et de la République tchèque est par exemple près de trois fois supérieur à celui de la Russie et de la Roumanie, alors que leur PIB par habitant n'est que de 30 à 50 pour cent plus élevé. L'accroissement du taux de motorisation se ralentit progressivement lorsqu'un pays se rapproche des valeurs du PIB par habitant et de la motorisation qui caractérisent les pays occidentaux. Même parmi ces derniers, on observe des différences assez importantes, comme le montre par exemple la dispersion des données relatives à la Grèce<sup>31</sup>, à l'Italie, au Danemark et à la Norvège.

Même si on observe des différences notables entre eux, la plupart des pays d'Europe orientale se situent en fait dans la phase d'accroissement accélérée du parc de voitures particulières. Certains d'entre eux (comme la Moldavie et l'Azerbaïdjan) n'ont peut-être pas encore abordé cette phase, tandis que d'autres (comme la Slovaquie) pourraient connaître un ralentissement du rythme d'accroissement au cours des quelques prochaines années ; *dans l'ensemble*, ces pays présentent toutefois un rythme moyen d'accroissement du parc nettement

plus élevé que dans la plupart des pays d'Europe occidentale. Il en résulte aussi que dans cette région, par rapport aux pays d'Europe occidentale, la part des achats de voitures qui viennent *s'ajouter* au parc en circulation (voir la définition de la demande additionnelle et de la demande de remplacement donnée à la section 1.1.1) dans le total des premières immatriculations est nettement plus élevée que la part des achats *de remplacement*.

**Figure 10. Taux de motorisation en fonction du PIB par habitant dans certains pays d'Europe orientale et occidentale**

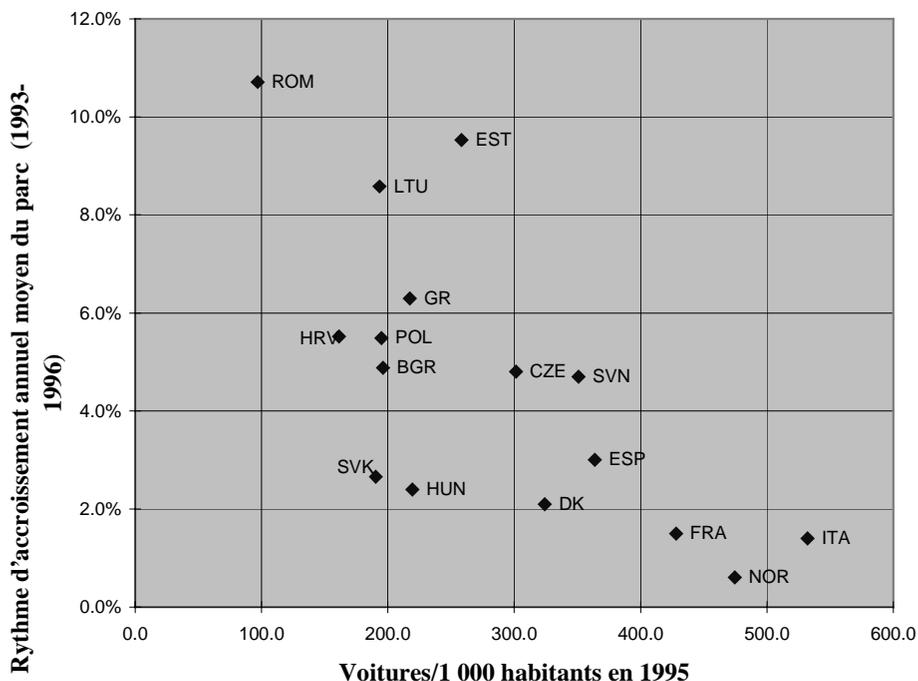


Source : CEMT, d'après des données d'Eurostat-CEE/NU-CEMT (1998), de l'AIE (1998) et de la CEMT (1998b).

La Figure 11 confirme cette tendance. L'accroissement moyen du parc au cours des années 1993 à 1996 y est représenté en fonction du taux de motorisation en 1995. Même si on observe des différences considérables d'un cas à un autre, les pays qui se situaient dans le coin inférieur gauche de la Figure 10, comme la Roumanie, sont maintenant placés dans la partie supérieure gauche du graphique<sup>32</sup>, ce qui signifie que leur parc de voitures

particulières connaît un accroissement rapide. Inversement, les taux d'accroissement les plus faibles parmi les pays considérés sont ceux de la France, de la Norvège et de l'Italie, qui ont déjà un taux de motorisation élevé. Dans ces pays, la proportion des achats de remplacement dans le total des premières immatriculations devrait être plus élevée que dans la plupart des pays d'Europe orientale. Les Figures 10 et 11 indiquent aussi que l'on peut s'attendre à ce que le rythme d'accroissement du parc automobile de l'Europe orientale demeure assez élevé au cours des quelques prochaines années, car il subsiste un écart considérable entre leur taux de motorisation et celui de la plupart des pays d'Europe occidentale.

Figure 11. **Rythme d'accroissement du parc en fonction du taux de motorisation dans certains pays d'Europe orientale et occidentale**



Source : CEMT, d'après des données d'Eurostat-CEE/NU-CEMT (1998), de l'AIE (1998) et de la CEMT (1998b).

### 3.2.2. *Qualité du processus de motorisation des pays d'Europe orientale*

Dans la mesure où le cas de la Hongrie est représentatif de l'ensemble des pays anciennement socialistes, il peut nous donner certaines indications sur la *qualité* du développement du parc automobile dans ces pays. On trouve au départ un parc assez ancien – moyenne d'âge de 10 ans environ – où la grande majorité des véhicules en circulation ont été fabriqués dans les pays anciennement socialistes<sup>33</sup>. La première phase de l'évolution considérée voit alors l'importation d'un grand nombre de voitures d'occasion originaires des pays industrialisés occidentaux et d'un âge *moyen* de l'ordre de 6 à 8 ans. Certains de ces véhicules s'ajoutent au parc existant, tandis que d'autres sont achetés pour remplacer des modèles plus anciens fabriqués en Europe de l'Est, qui sont mis à la casse ou vendus à d'autres ménages à faible revenu de pays étrangers. Le pays de destination pouvait être, surtout au cours de la première période, un autre pays d'Europe orientale. Beaucoup de ces pays ont toutefois rapidement interdit l'importation de véhicules assez anciens ou frappé celle-ci de droits de douane élevés. Certains pays d'Asie ou d'Afrique représentent d'autres destinations possibles.

Cette première phase n'a pas débuté partout au même moment et peut avoir été plus ou moins marquée selon les particularités du pays considéré. La rigueur de l'hiver et le mauvais état de certaines routes en Russie sont par exemple de nature à rendre plus difficile l'utilisation de véhicules d'origine occidentale, dont les caractéristiques sont adaptées à des conditions très différentes. Il peut en outre être difficile de trouver des pièces détachées de modèles occidentaux, ce qui augmente fortement les frais d'entretien. Cela pourrait dissuader certains consommateurs d'importer des voitures occidentales d'occasion. Les données disponibles confirment néanmoins que la tendance qualitative décrite ici est dans l'ensemble valable pour la plupart des pays d'Europe orientale.

Comme la majorité des premières immatriculations porte sur des véhicules d'occasion, le parc connaît un vieillissement rapide pendant cette phase. Il n'en résulte pas nécessairement une aggravation équivalente des taux d'émission moyens du parc. Un véhicule d'occasion d'origine occidentale peut en effet présenter des performances environnementales du même ordre, voire meilleures, qu'un véhicule du même âge ou légèrement plus récent fabriqué en Europe orientale. L'importation massive de voitures d'origine occidentale *pourrait* donc même avoir réduit le taux d'émission moyen de nombreux polluants<sup>34</sup>. On ne peut en fait pas tirer de conclusion bien définie à propos des répercussions de cette tendance sur l'évolution de la composition des émissions moyennes sans disposer d'informations plus précises sur les taux d'émission

moyens des véhicules de fabrication orientale et occidentale en fonction de leur âge.

Dans les années qui suivent, l'âge moyen des voitures *immatriculées pour la première fois* connaît une réduction constante. La plupart de ces voitures sont désormais de nouveaux modèles et les voitures d'occasion importées représentent une minorité, même si leur nombre demeure considérable<sup>35</sup>. L'âge moyen du parc continue à augmenter, mais plus lentement, puisque les véhicules nouvellement immatriculés sont plus récents. La part des voitures occidentales dans les premières immatriculations reste relativement stable (ce qui évolue, c'est le rapport entre les véhicules importés neufs et d'occasion) et la part de ces voitures dans le total des véhicules en circulation continue à augmenter. Cette tendance ne pourrait s'inverser dans une phase ultérieure que si les caractéristiques de sécurité, de fiabilité et de confort des véhicules produits dans les pays de l'Est deviennent comparables à celles des véhicules produits dans les pays occidentaux.

Parallèlement, on a porté une attention grandissante aux problèmes d'environnement et diverses mesures ont été prises pour maîtriser les émissions atmosphériques du parc automobile. Les normes d'émission applicables aux véhicules neufs deviennent de plus en plus sévères afin de les rapprocher des réglementations les plus récentes appliquées en Europe occidentale. Au cours de cette phase, les importations de véhicules assez anciens sont souvent interdites ou taxées<sup>36</sup>. Le contrôle technique des véhicules en circulation se fait plus fréquent et comprend des tests relatifs aux émissions. Les performances environnementales du parc automobile des pays de l'Est pourraient par conséquent connaître une amélioration considérable. Pour le moment, un nombre assez important de voitures très anciennes fabriquées en Europe orientale demeure pourtant en circulation<sup>37</sup> ; elles sont en assez mauvais état de fonctionnement et leurs performances environnementales sont médiocres.

### **3.3. Rôle possible des programmes de mise à la casse dans les pays d'Europe orientale**

Comme on l'a fait observer à la section 2.2.1, les programmes de mise à la casse peuvent se révéler particulièrement utiles lorsqu'un pourcentage relativement faible de véhicules, que l'on appelle les "gros pollueurs", est responsable d'une grande part des émissions de l'ensemble du parc. L'incitation peut dans ce cas permettre d'éliminer une quantité appréciable d'émissions atmosphériques en retirant de la circulation un nombre assez limité de véhicules

déterminés. On évite ainsi d'importantes perturbations du marché et les dépenses totales consacrées au programme demeurent faibles.

Les gros pollueurs ne sont pas nécessairement les voitures les plus anciennes du parc, même si c'est souvent le cas. Il peut s'agir aussi de véhicules plus récents qui, en raison de leur qualité médiocre ou de leur mauvais entretien, présentent des performances environnementales particulièrement faibles. Il convient aussi de souligner que la notion de "gros pollueur" est *relative*. Même un parc d'âge moyen très bas peut comprendre un groupe de véhicules qui sont de "gros pollueurs" *par rapport* à la plupart des autres. Bien entendu, la valeur absolue des taux d'émission des véhicules les plus polluants sera dans ce cas beaucoup plus faible que dans un parc plus ancien, et les gros pollueurs peuvent ne pas représenter un réel problème. On peut observer la situation inverse dans les pays anciennement socialistes. Même s'il existe une tendance spontanée à remplacer des voitures assez anciennes produites en Europe orientale par des modèles occidentaux plus récents, un nombre important de modèles anciens de mauvaise qualité aux performances environnementales médiocres demeurent en circulation, surtout si on compare la situation à celle des parcs d'Europe occidentale. Il serait toutefois difficilement réalisable, et trop coûteux, d'appliquer des programmes de mise à la casse à *toutes* ces voitures de mauvaise qualité. Les programmes peuvent être mis en œuvre avec plus de succès s'ils sont en mesure de cibler le petit nombre de gros pollueurs qui engendrent une plus forte pollution en termes *relatifs*, en particulier ceux qui parcourent un long kilométrage moyen par an.

De même que pour les pays occidentaux, reconnaître que les programmes de mise à la casse peuvent jouer un rôle *n'implique pas* que *tout type* de programme entraînera nécessairement des améliorations de l'environnement, ni qu'il obtiendra ces améliorations à un coût acceptable pour la société. Il demeure absolument fondamental d'étudier avec soin sa conception, en tenant compte des particularités économiques, institutionnelles et techniques du pays où le programme pourrait être appliqué.

Les conditions économiques qui prévalent actuellement dans les pays d'Europe orientale (ainsi que les résultats de l'expérience hongroise) conduisent à penser que les programmes de primes au remplacement qui imposent d'acheter un *nouveau* modèle ne donneront pas de bons résultats. En effet, une voiture neuve est très coûteuse eu égard au pouvoir d'achat moyen des ménages d'Europe orientale. En général, les familles qui peuvent se permettre d'acheter un nouveau modèle ne possèdent pas une voiture ancienne mal entretenue<sup>38</sup> ou, si c'est le cas, ils la remplaceraient de toute manière à brève échéance, même sans incitation. En revanche, les propriétaires de véhicules très polluants ne

peuvent pas se permettre d'acheter un nouveau modèle. L'incitation qu'il faudrait leur accorder serait trop élevée pour que le programme soit réalisable et efficient.

La situation ne peut être légèrement différente que si les programmes de primes au remplacement visent des véhicules lourds. En effet, les autobus et les camions appartiennent d'ordinaire à des entreprises, dont le pouvoir d'achat peut être relativement élevé par rapport à celui des ménages à faible revenu. On ne possède toutefois qu'une expérience très limitée des programmes de mise à la casse visant les camions et les autobus. Il apparaît donc difficile actuellement de tirer des conclusions valables sur leur réussite possible et sur leur rapport coût-efficacité pour ce qui est de réduire les émissions atmosphériques ; ce type de programme justifie probablement un examen approfondi, étant donné en particulier les résultats positifs de l'expérience en Hongrie.

Dans ce contexte économique, ce sont les programmes de primes à la casse qui pourraient se révéler les plus utiles. Les propriétaires à faible revenu des véhicules très polluants utiliseraient probablement l'incitation pour acheter des voitures d'occasion assez anciennes produites dans les pays occidentaux. Ces modèles ne respecteraient sûrement pas les normes d'environnement les plus récentes de l'Union européenne, mais pourraient néanmoins présenter des taux d'émission moyens nettement inférieurs à ceux des modèles anciens produits en Europe orientale sur lesquels porte l'incitation, surtout si les critères d'octroi de la prime sont judicieusement définis et visent les gros pollueurs. Une fois encore, la possibilité d'appliquer des programmes utiles et efficaces est fortement tributaire des caractéristiques moyennes des véhicules mis à la casse et des véhicules de remplacement. Les premières peuvent être influencées par les critères de sélection. Comme l'ont montré les dispositifs mis en œuvre aux États-Unis, les programmes de contrôle technique en place peuvent contribuer pour beaucoup à cette sélection. Quant aux véhicules de remplacement, ils présenteront probablement les caractéristiques d'une voiture "moyenne" appartenant au parc en circulation. C'est pourquoi il est d'une importance primordiale que le parc soit correctement entretenu, qu'il se conforme aux normes d'environnement en vigueur et que l'on connaisse avec une approximation raisonnable les performances environnementales moyennes des voitures en circulation et le kilométrage moyen qu'elles parcourent.

Tout bien considéré, cela signifie que les programmes de mise à la casse ne peuvent être appliqués avec succès *que si* l'ensemble des politiques et réglementations de base relatives au transport et à l'environnement (ensemble des normes d'émission et de sécurité applicables aux véhicules en circulation et aux nouvelles immatriculations ; programmes de contrôle technique et environnemental) sont déjà mises en œuvre avec rigueur.

S'agissant de la qualité moyenne du véhicule de remplacement, il est particulièrement important de vérifier soigneusement les caractéristiques d'environnement et de sécurité des voitures d'occasion importées et d'empêcher l'importation de modèles de qualité médiocre. Par ailleurs, comme on l'a fait valoir dans le cas de la Hongrie, imposer des conditions trop strictes pour l'importation de véhicules d'occasion (ou l'interdire purement et simplement) risque en fait d'augmenter le prix moyen des voitures de remplacement et d'entraver ainsi la mise à la casse des véhicules anciens les plus polluants qui appartiennent à des personnes à faible revenu. Il y a une relation inverse entre l'amélioration de la qualité des véhicules nouvellement immatriculés que l'on peut obtenir par des restrictions aux importations (ce qui entraîne une hausse du prix moyen des voitures de remplacement) et le rythme de renouvellement des voitures les moins performantes du parc. Il faut trouver un équilibre entre ces deux facteurs. Une formule possible pourrait consister à importer sous contrôle un nombre limité de voitures d'occasion bon marché qui seraient minutieusement examinées et triées dans le cadre de programmes d'inspection technique, puis mises à la disposition des propriétaires des véhicules remplissant les conditions pour bénéficier de l'incitation à la mise à la casse. On aurait dans ce cas affaire à un programme spécial de primes au remplacement où les véhicules de remplacement ne seraient pas neufs, mais choisis en fonction de leurs caractéristiques d'environnement et de sécurité ainsi que de leur valeur marchande. Un programme de ce type serait toutefois particulièrement exposé au risque de corruption des exploitants du contrôle technique.

Comme on l'a suggéré pour les pays occidentaux, les décideurs devraient dans ce cas également comparer soigneusement les possibilités de recours à des programmes de mise à la casse à d'autres moyens d'action possibles qui permettraient d'atteindre le même objectif. Il est toutefois extrêmement difficile de déterminer quelle mesure particulière pourrait conduire aux résultats souhaités de la façon la plus efficiente.

Comme la plupart des pays d'Europe orientale connaissent actuellement un accroissement très rapide du parc automobile, avec un nombre assez élevé de nouvelles immatriculations chaque année, les décideurs devraient, de manière plus générale, porter leur attention vers les mesures de nature à stimuler l'acquisition de voitures *plus propres, indépendamment de la décision de mise à la casse*. Ces mesures pourraient consister en des réglementations d'environnement – comme des normes d'émission plus strictes pour les voitures immatriculées pour la première fois – ou en des incitations économiques à l'achat (et à l'utilisation) de véhicules plus écologiques. De telles politiques offrirait la possibilité de jouir, à moyen ou à long terme, des avantages d'un taux de motorisation élevé tout en évitant certains des problèmes

d'environnement qui ont caractérisé le parc automobile des pays occidentaux dans un passé récent. Les programmes de mise à la casse pourraient garder un rôle important dans l'élimination des véhicules anciens très polluants ; que ce soit du point de vue de l'environnement ou de celui de l'industrie, leur rôle aura toutefois une moindre importance relative que dans les pays d'Europe occidentale.

Pour ce qui est des caractéristiques environnementales des véhicules en circulation, les programmes de mise en conformité demeurent une solution de rechange valable aux programmes de mise à la casse, même dans les pays d'Europe orientale. L'expérience acquise (en Hongrie) semble être assez positive. Mais une fois encore, les avantages pour l'environnement de la mise en conformité d'anciens modèles fabriqués en Europe orientale pourraient être de durée assez limitée : les catalyseurs se dégradent après 20 000 à 80 000 km, en fonction du modèle auquel ils sont appliqués (Meretei *et al.*, 1996). Le véhicule peut ensuite retrouver des taux d'émission élevés<sup>39</sup> s'il n'est pas mis à la casse. La durée est encore plus courte pour les techniques les plus anciennes et les moins performantes (moteurs à deux temps) et pour les véhicules mal entretenus. Dans ces cas, les programmes de mise à la casse demeurent une solution plus intéressante. Ces programmes peuvent en outre représenter un moyen d'action utile pour certaines catégories de véhicules – autobus et camions – qui parcourent un important kilométrage annuel et des performances desquelles dépend aussi la productivité de petites entreprises.

## CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Dans tous les programmes de mise à la casse appliqués à ce jour, l'amélioration des performances environnementales du parc automobile figure parmi les principaux objectifs. Le présent ouvrage vise principalement à les évaluer eu égard à cet objectif. Il contient en outre des éléments d'analyse de l'impact des programmes sur l'industrie automobile, sur le marché des autres biens durables et sur l'amélioration de la sûreté des véhicules. Chose étonnante, peu de programmes de mise à la casse parmi ceux qui ont été examinés comprennent un examen quantitatif de leur impact environnemental ou une analyse d'efficacité-coût de leur contribution à la protection de l'environnement. Dans la plupart des cas, l'analyse a été limitée à l'impact sur l'industrie automobile, avec quelques exemples où l'analyse concerne aussi les effets sur le PIB et l'emploi.

### Conclusions d'ordre général

Les programmes de mise à la casse peuvent avoir deux conséquences principales sur l'environnement. La première est positive : ils sont susceptibles de réduire la quantité d'émissions du parc automobile dans l'atmosphère, dans la mesure où ils entraînent le remplacement des vieux véhicules polluants par d'autres plus récents et plus propres. La seconde est négative : ils diminuent la durée de vie moyenne des voitures et donc, si les programmes sont permanents ou se répètent, ils accroissent la consommation en ressources et en énergie et la quantité d'émissions dues aux activités de fabrication, de démolition, de mise au rebut et de recyclage.

L'écart de performances environnementales entre certains véhicules anciens et la plupart des véhicules récents étant actuellement conséquent, il est probable que l'effet positif l'emporte dans la plupart des programmes mis en œuvre. Les véhicules plus récents sont également plus durables et leurs émissions respectent les normes de fabrication sur une plus longue durée. Le fait qu'il y ait de plus en plus d'instruments diagnostique à bord des nouveaux véhicules constitue aussi un facteur positif dans la mesure où cela réduit la tendance à ce que la performance environnementale des véhicules se détériore

avec le temps. Notamment, les programmes de mise à la casse sont susceptibles d'entraîner une réduction substantielle des émissions d'hydrocarbures et de monoxydes de carbone par km parcouru. Ils peuvent aussi se traduire par une diminution des émissions de NO<sub>x</sub>, bien que dans une moindre mesure. Néanmoins, leurs répercussions sur les émissions de gaz à effet de serre sont sujettes à caution et pourraient même se révéler négatives (il n'est pas exclu qu'ils entraînent un accroissement des émissions totales de CO<sub>2</sub>). L'effet sur les émissions de CO<sub>2</sub> et son ampleur sont en grande partie fonction des caractéristiques particulières du programme considéré. Des réductions de toutes sortes d'émissions peuvent être en partie contrées par des effets de rebond — les consommateurs qui profitent des primes au remplacement peuvent en effet choisir d'acheter des voitures plus puissantes et d'utiliser la voiture neuve de manière plus intensive.

Si le programme est *provisoire*, la réduction des émissions obtenue et l'amélioration qui s'ensuit le sont également. Le renouvellement naturel du parc, en l'absence d'incitations, entraînerait le remplacement des mêmes vieux véhicules quoi qu'il arrive, quelque deux ou trois ans plus tard.

Les gains éventuellement induits par les programmes de mise à la casse *permanents* sont subordonnés à la diminution des émissions moyennes des véhicules et des moteurs de nouvelle génération. Pour que les dispositifs de mise au rebut se traduisent par des avantages nets du point de vue environnemental, il faut impérativement que les *nouveaux* modèles aient un débit d'émission sensiblement inférieur à celui des modèles antérieurs *et* que, parallèlement, l'impact sur l'environnement de la construction et de la démolition des automobiles soit atténuée. L'adoption des convertisseurs catalytiques à trois voies a entraîné une réduction non négligeable de certaines émissions, mais les améliorations technologiques apportées depuis lors n'ont que dans une plus faible mesure permis de progresser en la matière. L'ampleur des avantages qui peuvent éventuellement être retirés des programmes de mise à la casse va donc en diminuant, une proportion de plus en plus grande du parc existant étant équipée de convertisseurs catalytiques. Certains progrès techniques, tels que ceux qui permettent de réduire les émissions lors des démarrages à froid, pourraient bien entendu infléchir cette tendance s'ils étaient appliqués aux véhicules qui seront commercialisés à l'avenir.

L'évaluation des programmes de mise à la casse ne peut pas se fonder uniquement sur les normes d'émission et les coefficients d'émission moyens des différentes années modèles. En effet, il convient de prendre en considération les variables économiques qui influencent le comportement des propriétaires d'automobiles, ainsi que le coût du dispositif. Si le coût par tonne d'émissions supprimée est élevé, il est nécessaire d'envisager d'autres mesures de politique

environnementale. Le régime fiscal qui s'applique à la détention et à l'utilisation des véhicules fait partie des facteurs essentiels qui déterminent les incitations économiques globales susceptibles de stimuler le renouvellement du parc. Si les programmes de mise à la casse sont en contradiction avec les incitations qui découlent du régime fiscal existant, leur rapport coût-efficacité peut en pâtir (dans le cas, par exemple, où les taxes annuelles auxquelles sont assujetties les vieilles voitures sont inférieures à celles qui s'appliquent aux voitures neuves).

L'ampleur de la réduction des émissions comme le rapport coût-efficacité des mesures sont en très grande partie fonction des caractéristiques particulières du programme considéré.

### **Quelques enseignements tirés des divers types de programmes mis en œuvre à ce jour**

Deux grandes catégories de programmes ont été mises en évidence. Les programmes de « prime à la casse », qui constituent la première, prévoient le versement d'une prime *quelle que soit la solution de remplacement* choisie par le consommateur. En revanche, dans les programmes de « prime au remplacement » (deuxième catégorie), le versement de la prime est *subordonné* à l'achat d'un véhicule de remplacement répondant à certains critères (il s'agit en général d'une voiture neuve, mais pas nécessairement).

Lorsque les véhicules qui donnent droit à la prime sont correctement ciblés, les programmes de prime à la casse permettent de réduire les émissions du parc dans des proportions satisfaisantes à un coût acceptable (c'est-à-dire à un coût comparable à celui des autres grandes mesures envisageables).

Néanmoins, le nombre de véhicules retirés de la circulation sous l'effet du programme, quelle que soit la catégorie dont il relève, ne doit pas dépasser celui des voitures les plus polluantes ciblées, *qui est limité*. Dans le cas contraire, le coût par tonne d'émissions évitée augmente considérablement. Par ailleurs, du fait qu'ils anticipent les décisions de mise à la casse et de remplacement de nombreux propriétaires, les programmes sont susceptibles de sensiblement perturber le marché.

Les programmes de prime au remplacement mis en œuvre à ce jour présentent visiblement un rapport coût-efficacité nettement inférieur. Dans la plupart des cas, ils obligeaient le propriétaire à acheter une voiture neuve. Ce faisant, ils excluaient du bénéfice du dispositif les ménages à faible revenu, qui ne peuvent pas se permettre une telle dépense même s'ils reçoivent une prime. Ces programmes sont donc relativement inéquitables et, surtout, ils n'entraînent

pas la mise à la casse d'un grand nombre de très vieux véhicules encore en circulation, qui sont en général utilisés à titre de moyen de transport principal, donc de manière intensive, par les ménages à faible revenu. Par conséquent, ces programmes *ne ciblent pas* correctement les véhicules à réformer et une forte proportion des automobiles les plus polluantes reste en circulation. De plus, pour convaincre les consommateurs non seulement de mettre leur voiture au rebut mais aussi d'en acheter une neuve, ils doivent être assortis d'une prime plus élevée (ce qui n'est pas le cas si le propriétaire peut acheter une voiture de remplacement d'occasion ou s'il n'est pas contraint de remplacer son ancien véhicule). Ainsi, ces programmes présentent un coût moyen élevé par tonne d'émissions évitée et, sur le plan purement environnemental, leurs résultats sont généralement inférieurs à ceux des autres moyens d'action envisageables.

Le calendrier adopté pour l'introduction des programmes de mise à la casse peut se montrer critique. D'après les données disponibles, la consommation moyenne de carburant des modèles européens commercialisés au début des années 90 était plus élevée que dans la deuxième moitié des années 80. Il s'ensuit que certains programmes de prime au remplacement mis en œuvre dans la première partie de la décennie ont peut-être *accru* les émissions totales de CO<sub>2</sub> au lieu de les réduire. En revanche, ces dispositifs ont augmenté le pourcentage de petits véhicules vendus par rapport à l'ensemble des premières immatriculations : ce phénomène peut avoir compensé l'augmentation de la consommation de carburant de la moyenne des automobiles. Il est difficile de dire si l'effet net des programmes de prime au remplacement sur les émissions de CO<sub>2</sub> est positif ou négatif, et de mesurer son ampleur. Depuis les premières années de la décennie, les émissions moyennes en CO<sub>2</sub> des voitures neuves vendues dans la plupart des pays recensés ont reculé à nouveau pour se situer maintenant près des niveaux les plus bas enregistrés au milieu des années 80.

Parallèlement, les programmes de prime au remplacement peuvent avoir des répercussions positives sur l'économie des pays qui les mettent en place, notamment s'ils ont une industrie automobile importante. La progression des ventes de voitures neuves est susceptible de se traduire par une augmentation du PIB et de l'emploi. Cela étant, elle sera-t-elle aussi provisoire et de courte durée. De même, il existe probablement des effets secondaires négatifs. Tout d'abord, les ventes chutent à l'issue du programme et peuvent chuter également juste avant la mise en place de la prime. Ensuite, l'augmentation des dépenses en faveur de l'automobile prive les consommateurs d'une partie des revenus qu'ils auraient pu consacrer à l'achat d'autres biens durables. Il est difficile de chiffrer l'influence que ces répercussions exercent globalement sur l'évolution du PIB et de l'emploi. Il conviendrait de conduire une analyse macro-économique pour évaluer les programmes à moyen/long terme, en étendant la période étudiée

au-delà de la durée des seuls effets positifs à court terme sur les ventes de voitures.

### **Utilisations possibles des programmes de mise à la casse dans les anciens pays socialistes**

Dans la majorité des pays d'Europe centrale et orientale, aujourd'hui, le parc automobile augmente régulièrement et affiche un taux de croissance nettement supérieur à celui qu'enregistre la plupart des pays d'Europe occidentale. Il s'ensuit avant tout qu'au stade actuel, la majeure partie des premières immatriculations enregistrées chaque année dans ces pays est sans rapport avec le *remplacement* des vieux véhicules existants. Elle correspond au contraire à un accroissement net du parc automobile. Dans la mesure où les programmes de mise à la casse visent à influencer les décisions de remplacement, leur rôle (sur le plan économique aussi bien qu'environnemental) sera donc plus limité que dans les pays occidentaux.

Toutefois, bien que le parc d'Europe centrale et orientale évolue rapidement du point de vue quantitatif et qualitatif, il comprend encore aujourd'hui un grand nombre de vieilles voitures sorties des chaînes des anciens pays socialistes, dont les performances environnementales et la sûreté sont médiocres. De ce fait, les instruments destinés à accélérer la réforme des véhicules ont peut-être un rôle à jouer dans cette partie du monde.

Compte tenu du faible niveau des revenus, il est particulièrement difficile de concevoir des programmes de prime au remplacement efficaces dans les nouveaux pays membres de la CEMT. Les automobiles très polluantes appartiennent en général aux ménages qui se situent au point le plus bas dans l'échelle des revenus et le coût induit par l'achat d'une voiture neuve représente pour cette catégorie, proportionnellement, une dépense encore plus élevée que dans les pays d'Europe occidentale. Des occasions peuvent se présenter toutefois, pour des primes de remplacement ciblées sur les véhicules professionnels et de transports en commun. Les entreprises ont une capacité financière supérieure à celle des ménages et prévoient leur budget à plus long terme, ce qui leur permet de tirer un meilleur parti de primes en espèces, d'allégements fiscaux et de déductions pour amortissement relativement peu importants. En outre, les camions et les bus contribuent en général dans une très forte proportion aux émissions totales du parc lorsque celui-ci commence à se développer et dans les premiers stades de la restructuration économique. En Europe occidentale les bus représentent souvent un groupe de « gros pollueurs » dans les villes.

Avant de chercher à accélérer le renouvellement du parc, les pouvoirs publics doivent s'assurer que les principales politiques de l'environnement et des transports destinés à maîtriser les émissions sont mises en œuvre efficacement et réellement respectées. Ceci comprend un cadre adéquat d'instruments législatifs et économiques, y compris en ce qui concerne les procédures d'immatriculation et les réglementations sur les émissions qui doivent être mises en œuvre et appliquées en bonne et due forme. Ceci demande un cadre efficace pour les essais et le contrôle technique, avant et après la commercialisation. Or, ces conditions ne sont pas remplies dans tous les anciens pays socialistes. En Russie, par exemple, les insuffisances incluent parfois un manque d'application des réglementations sur les émissions en vigueur au stade de la fabrication des voitures et un manque des moyens nécessaires au contrôle technique. Plus généralement, l'application des réglementations relatives à l'environnement souffre de graves lacunes. Dans le cas des pays tels que la Russie, les incitations visant à accélérer la réforme des véhicules deviendront peut-être utiles une fois que les critères fondamentaux auront été satisfaits. Alors, elles pourront éventuellement être mises en œuvre dans certaines zones urbaines où l'équipement en automobiles est supérieur à la moyenne.

### **Autres instruments d'action**

Le présent ouvrage avait pour objet d'évaluer les programmes de mise à la casse. Il mentionne d'autres instruments susceptibles de favoriser l'amélioration des performances environnementales du parc automobile, mais sans les analyser. Cela ne signifie pas qu'il faille les juger moins utiles. Au contraire, il est impératif de mettre en place des réglementations sur l'environnement efficaces avant d'adopter un programme de mise à la casse. Les dispositifs évalués ici ont pu être mis en œuvre uniquement parce que les réglementations sur l'environnement appliquées au cours des vingt dernières années ont permis de réduire considérablement les émissions des voitures neuves et donc d'améliorer sensiblement les performances environnementales moyennes du parc dans les pays concernés.

Au moins trois autres instruments d'action peuvent se substituer aux programmes de mise à la casse (dans le sens où ils sont susceptibles de modifier de façon comparable, du point de qualitatif, l'impact sur l'environnement). Dans certains cas, ils peuvent même induire une augmentation du nombre de premières immatriculations.

Premièrement, les incitations à la mise à la casse reviennent en fin de compte à modifier le prix des vieilles voitures par rapport à celui des automobiles neuves. Le même effet peut être obtenu, à titre permanent, par une

réforme des taxes annuelles auxquelles les véhicules sont assujettis. L'expérience de l'Allemagne, où les vieilles automobiles sont soumises à des taxes plus lourdes que les voitures neuves compte tenu de leurs émissions respectives, montre que la réforme du régime fiscal peut accélérer considérablement le remplacement des vieux véhicules par d'autres qui sont moins polluants.

Deuxièmement, le renforcement des procédures de contrôle technique (notamment en ce qui concerne les critères environnementaux) peut lui aussi majorer le coût induit par l'utilisation d'une vieille voiture et donc encourager son remplacement. Cette stratégie peut se révéler particulièrement intéressante, dans la mesure où elle laisse au propriétaire d'un véhicule qui ne satisfait pas aux critères du contrôle technique la possibilité soit de le remplacer, soit de le faire réparer, sans modifier directement les prix relatifs sur le marché.

Enfin, avant d'adopter un programme de mise à la casse, il convient d'envisager des mesures d'adaptation pour une mise à niveau technologique. Dans certaines circonstances, équiper les véhicules existants de convertisseurs catalytiques ou d'autres systèmes de réduction des émissions ou adapter les moteurs à la consommation de carburants alternatifs peut présenter un meilleur rapport coût-efficacité que remplacer les véhicules. Cependant, contrairement au remplacement, cette solution n'est pas susceptible d'améliorer la sécurité.



## NOTES

1. Il serait plus précis d'appeler ce groupe de polluants les “gaz organiques réactifs”. Cette catégorie comprend les hydrocarbures non méthaniques et les composés organiques réactifs contenant de l'oxygène, tels que les aldéhydes. Dans l'usage courant, ils sont souvent assimilés aux hydrocarbures ou aux composés organiques volatils (COV). La plupart des micropolluants cancérigènes émis par les voitures particulières appartiennent à ce groupe, qui sera désigné par le terme “hydrocarbures” dans ce rapport.
2. En raison des répercussions sur les prix décrites à la section 1.2, il peut toutefois y avoir aussi des effets (indirects) assez importants sur la demande additionnelle.
3. Le nombre de ménages possédant plus d'une voiture dans les pays industriels européens est tout à fait considérable. En France, par exemple, d'après les estimations, environ 28 pour cent d'entre eux étaient propriétaires de deux voitures ou plus en 1995. En 1981, la proportion s'établissait à 15.5 pour cent (Morcheoine et Orfeuill, 1998).
4. Il s'agit dans la plupart des cas de toutes les voitures d'un à neuf ans, car la limite inférieure d'ancienneté est généralement fixée à 10 ans (voir les encadrés 1 à 3).
5. Il convient de faire observer que cela implique que ces automobilistes disposent d'une information assez complète à propos des effets du programme sur l'évolution future du prix des voitures, ce qui n'est guère le cas dans la réalité.
6. Comme l'ont suggéré Licandro et Sampayo (1997), une réduction du prix des voitures neuves a pour effet de raccourcir la vie moyenne des voitures en circulation : si les voitures neuves sont moins chères, les gens les remplaceront plus rapidement. C'est pourquoi la chute des prix renforcera l'effet de la prime à la casse sur le rythme de remplacement.
7. Et ce alors que le PIB par habitant a recommencé à augmenter à partir de 1994. En fait, l'augmentation des impôts destinée à résorber les déficits publics et la réforme des régimes de retraite ont entraîné une baisse du revenu disponible durant cette période ; en outre, les effets du scandale de la corruption (“Tangentopoli”) sur l'économie et le pessimisme des prévisions peuvent avoir contribué à maintenir la demande à un niveau assez bas.

8. Les données relatives à la Grèce semblent confirmer l'existence d'un "effet d'anticipation" négatif : le nombre de premières immatriculations a connu une chute sévère après la fin du programme (mars 1993). Il n'est toutefois pas facile d'interpréter cette chute, car 1993 a été, comme on l'a indiqué, l'année d'un ralentissement économique général. Il est dès lors difficile de déterminer la mesure dans laquelle la chute des ventes de voitures était due à l'effet d'anticipation.
9. En général, l'immatriculation a lieu quelque deux à quatre mois après la commande.
10. Les données relatives à la France confirment ces observations.
11. La Figure 3 met en évidence deux augmentations des prix nominaux en octobre et en janvier 1998, c'est-à-dire immédiatement après la fin de la première et de la seconde phase des programmes lancés en 1997. L'indice des prix des voitures continue néanmoins à se situer en dessous de l'indice général des prix à la consommation.
12. Par exemple des entreprises privées qui souhaitent acheter des réductions d'émissions pour se conformer aux exigences de la loi, comme cela se produit aux États-Unis.
13. Les dommages peuvent être jusqu'à dix fois plus importants dans les cas les plus graves : voir, par exemple, les études de cas de Paris et de Milan, évalués selon la même méthodologie par Rabl et Spadaro (1998) et par Fontana et Frigerio (1997).
14. Les conclusions présentées dans ce paragraphe à propos des programmes permanents sont aussi confirmées par l'analyse de Van Wee et Meurs (1994).
15. Voir par exemple Glazer et al., 1995 ; Lawson D., Passing the test - human behavior and California's Smog Check Programme, Journal of Air and Waste Management Association, 43, 1993, cité dans Hall, 1995.
16. Il n'y a pas de relation bien définie entre les deux variables ; nous suggérons simplement ici qu'une plus grande disponibilité de moyens de transport conduira probablement, dans une certaine mesure, à les utiliser davantage et donc à accroître les émissions.
17. De plus, il convient de rappeler que les émissions de l'ensemble du parc varient également en fonction des conditions environnementales (en particulier, les émissions d'hydrocarbures fluctuent suivant la température ambiante moyenne à laquelle les véhicules sont soumis). Néanmoins, l'être humain ne peut pas intervenir sur cette variable. Elle n'est donc pas prise en considération dans ce qui suit.

18. Dans un souci de simplification, nous partons du principe que ni le coefficient d'émission, ni le kilométrage parcouru n'auraient changé au cours de la durée de vie restante L. Nous appliquons la même hypothèse au véhicule de remplacement. De plus, la formule ne prend en considération que les émissions en circulation. Pour être plus précise, l'évaluation devrait aussi tenir compte des pertes par évaporation à chaud en circulation, des pertes par imprégnation à chaud et des émissions à l'arrêt, dont le taux s'exprime en général en grammes par déplacement (pour les premières) ou en grammes par jour (pour les deux dernières). La représentation abrégée a été retenue en raison de sa relative simplicité. La réduction des émissions par évaporation fait en réalité partie des principaux résultats obtenus grâce au remplacement des vieux véhicules. Néanmoins, la simplification opérée n'altère pas la validité des conclusions du rapport.
19. L'accord volontaire conclu entre les constructeurs automobiles européens et l'Union européenne pourrait atténuer ce risque à l'avenir. Aux termes de cet accord, les émissions de CO<sub>2</sub> devraient passer de 186 g/km en 1995 à 140 g/km en 2008. Cette évolution pourrait toutefois être en partie contrebalancée par la diffusion progressive d'options consommatrices d'énergie comme la climatisation. Seize pour cent des voitures immatriculées pour la première fois en France en 1995 étaient équipées de la climatisation (Morcheoine et Orfeuill, 1998).
20. Voir aussi OTA, 1992 ; California EPA-ARB, 1996.
21. Il convient de noter que les résultats de ces enquêtes ne sont en général pas considérés comme très fiables, dans la mesure où les personnes interrogées peuvent avoir un intérêt stratégique à fausser leurs réponses pour influencer les conclusions. De plus, il est extrêmement difficile de tirer des informations des données réelles (obtenues au moyen de la méthode dite de la préférence observée), car il est difficile de dissocier l'influence des caractéristiques des véhicules de celles de l'ensemble des facteurs socio-économiques sur le nombre de VKP.
22. Les programmes mis en œuvre étant en général de très courte durée et n'étant pas annoncés à l'avance pour éviter de gravement perturber le marché, les ménages à faible revenu ont du mal à y participer à deux titres : cela exige d'une part une somme d'argent considérable et d'autre part une très grande "liquidité". En d'autres termes, le propriétaire du vieux véhicule doit pouvoir mobiliser l'argent nécessaire en quelques mois. Seuls les ménages les plus aisés sont susceptibles d'y parvenir.
23. Pour chaque groupe d'âge, le taux de mise à la casse a été calculé comme le rapport entre les voitures mises à la casse pendant l'année t et le nombre de voitures en circulation (immatriculées) à la fin de l'année t - 1.
24. En Grèce, où la demande additionnelle est relativement forte, le rythme d'accroissement du parc a en revanche diminué au cours du programme par rapport à ce qu'il était avant et après.

25. Dans le programme pilote de “primes à la casse” de l’Illinois, qui a entraîné la réforme de quelque 200 voitures, le montant versé variait aussi en fonction du taux d’émission estimé des véhicules retirés de la circulation. Pour encourager la mise au rebut des automobiles plus polluantes, la prime à laquelle elles donnaient droit était plus élevée. Il s’agit d’un cas unique.
26. Comme tend à le montrer le fait que très peu de propriétaires de véhicules d’âge compris entre 7 et 10 ans aient mis l’incitation à profit en France et en Espagne.
27. Voir par exemple Bickel et al., 1997 ; ZEW, 1996 ; IWW - INFRAS, 1995 ; CEMT, 1998.
28. Cette mesure entraîne toutefois aussi un risque d’aggraver à court terme les émissions des gros pollueurs. En effet, certains automobilistes pourraient ne pas effectuer les réparations nécessaires parce qu’ils ne trouvent pas les pièces détachées ou parce que la rareté de celles-ci a trop accru leur coût.
29. Le rapport est encore plus faible aux États-Unis, où, cette même année, le montant moyen consacré à l’achat d’une voiture équivalait à 23.5 semaines du salaire net moyen.
30. Tous les pays d’Europe orientale considérés ne sont pas représentés sur les graphiques, car on ne disposait pas de données homogènes. Ces graphiques n’ont d’ailleurs pas pour objectif de donner des informations détaillées sur des pays déterminés, mais plutôt d’illustrer la tendance générale. Le PIB par habitant n’est que l’une des variables auxquelles on peut faire appel pour expliquer les décisions d’achat d’une voiture, et par là le taux de motorisation. D’autres facteurs parmi ceux évoqués à la section 1.1.1 peuvent aussi jouer un rôle non négligeable. Ces figures n’offrent donc qu’une représentation assez simpliste mais donnent néanmoins une idée qualitative claire de certaines tendances fondamentales.
31. Les données de la Figure 10 relatives à la Grèce nécessitent certains commentaires. En effet, comme la fiscalité moyenne des voitures particulières est particulièrement élevée dans ce pays, de nombreux automobilistes ont immatriculé leur voiture comme un véhicule commercial, qui est moins fortement taxé. Si on prend en compte cette catégorie de véhicules, le taux de motorisation apparaît un peu plus élevé, de l’ordre de 255 voitures par 1 000 habitants (Baltas *et al.*, 1995). Cela ne modifie toutefois pas sensiblement les informations générales que fournit le graphique.
32. On ne dispose pas de données de la même source et pour les mêmes années 1993-1996 pour la Russie. Selon les Nations Unies (1998), le taux d’accroissement du parc automobile de ce pays en 1995 et 1996 se serait toutefois situé aux alentours de 10 pour cent, ce qui placerait la Fédération de Russie très près de la Roumanie sur la Figure 11 également.

33. Ce « point de départ » hypothétique peut être plus ou moins récent selon le pays considéré. La Slovaquie, l'Estonie, la Hongrie et la République tchèque sont probablement en avance par rapport aux autres pays de l'Europe de l'Est dans l'évolution décrite.
34. Certaines données semblent par exemple témoigner d'une amélioration de la qualité de l'air à Budapest entre 1990 et 1993 en ce qui concerne les concentrations ambiantes de plomb, de CO et de formaldéhyde (Meretei *et al.*, 1996). L'âge moyen du parc a pourtant augmenté sur ce temps. On ne dispose malheureusement pas de données sur le volume de la circulation au cours de la même période.
35. Les données sur la Pologne confirment cette tendance. En 1991, 1993 et 1996, les véhicules d'occasion importés représentaient respectivement 52, 29 et 24 pour cent des premières immatriculations. La part des nouveaux modèles importés est simultanément passée de 17 à 38 pour cent.
36. A notre connaissance, des interdictions ou des taxes à l'importation ont été introduites en Hongrie, en Pologne, en Estonie et en Russie. Cette liste de pays n'est probablement pas exhaustive.
37. A la fin de 1995, 48 pour cent des voitures particulières en circulation en Lettonie étaient par exemple des modèles UAZ ou Moskvitch. Deux tiers du parc automobile letton ont plus de 10 ans, et 5 pour cent seulement des véhicules ont été fabriqués au cours des 5 dernières années. 5.3 pour cent seulement des voitures immatriculés pour la première fois en 1995 étaient de nouveaux modèles (Eurostat, 1997).
38. Il convient de considérer aussi que, par rapport aux pays d'Europe occidentale, une très faible proportion des ménages d'Europe orientale possède deux voitures ou davantage.
39. La mise en conformité peut aussi réduire le rendement énergétique du véhicule, jusqu'à 3 pour cent voire davantage, si les dispositifs installés sont de qualité médiocre (Meretei *et al.*, 1996).

## BIBLIOGRAPHIE

ACI Press n. 9, Anno V, 6/2/1998, Rome.

Agence internationale de l'énergie, *Energy statistics and balances of non-OECD countries, 1995-1996*, Paris, 1998.

Alberini, A. *et al.*, *Determinants of participation in accelerated vehicle-retirement programs*, in *Rand Journal of Economics*, vol. 26, N. 1, printemps 1995.

American Automobile Manufacturers Association (AAMA), *World Motor Vehicle Data*, 1996.

Associazione Nazionale fra Industrie Automobilistiche (ANFIA), *Automobile in cifre*, Turin, 1998.

Baltas, N., Korka, O. et Xepapadeas, A., *Economic incentives as a means to alleviate environmental problems: the case of cars in Greece*, communication présentée à l'Atelier "Instruments financiers et protection de l'environnement en Grèce", Athènes, 26 octobre 1995.

Banca d'Italia, *Il mercato degli autoveicoli e gli incentivi pubblici*, in *Bollettino Economico* n°30, février 1998.

Bickel, P. *et al.* (eds.), *External costs of transport in ExternE*, Final report for the European Commission, DG XII, mai 1997.

California EPA-ARB (Environmental Protection Agency - Air Resources Board), *Mobile source Emission reduction credits*, 1996.

California EPA-ARB (Environmental Protection Agency - Air Resources Board), *Proposed regulations for voluntary accelerated light-duty vehicle retirement enterprises*, 23 octobre 1998. Centro Studi Promotor, *Dati e Analisi*, octobre 1998.

- Centro Studi Promoter, *Inchiesta congiunturale sull'andamento del mercato dell'automobile – Settembre 1998*, in *Dati e Analisi* no. 10, 1998.
- Comité des Constructeurs Français d'Automobiles, *L'Industrie automobile française - Analyses et Statistiques*, 1997.
- Comité des Constructeurs Français d'Automobiles, *Dépense unitaire moyenne pour une voiture neuve*, Paris, juin 1998 (a).
- Comité des Constructeurs Français d'Automobiles, *Les indices de prix à la consommation harmonisés dans l'Union Européenne - Les postes automobiles à partir de janvier 1995*, Paris, septembre 1998 (b).
- Commission économique des Nations Unies pour l'Europe, *Statistiques des accidents de la circulation routière en Europe et en Amérique du Nord*, Genève, 1998.
- Commission européenne, *Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européens relative à la stratégie future pour la maîtrise des émissions atmosphériques des transports routiers, tenant compte des résultats du programme Auto-Oil*, COM(96) 248, 18.06.1996, Bruxelles.
- Commission européenne, DG XII, Science, Recherche et Développement, Programme JOULE, *Externalities of Fuel Cycles - ExternE project*, Volumes 1-6, 1995.
- Conférence Européenne des Ministres des Transports, *Émissions de CO<sub>2</sub> et transport*, Paris, 1997.
- Conférence Européenne des Ministres des Transports, *Des transports efficaces pour l'Europe - Politiques pour l'internalisation des coûts externes*, Paris, 1998a.
- Conférence Européenne des Ministres des Transports, *Annales statistiques de transport*, Paris, 1998b.
- Conférence Européenne des Ministres des Transports, Table ronde 109 – *L'étendue de la congestion en Europe*, CEMT/RE/TR(98)4/CORR1, 16 février 1998c.

- Conférence Européenne des Ministres des Transports – Commission économique des Nations Unies pour l'Europe – Union européenne Eurostat, *Results of the Eurostat/ECMT/ECE Pilot Survey on Road Vehicle Fleets*, 1998.
- Eurostat, *Transport development in the central European countries. Analysis of trends for the years 1994 and 1995*, juin 1997.
- Deaton A. et Muellbauer J., *Economics and consumer behavior*, Cambridge University Press, 1980.
- DKM Economic Consultants, *A review of the Irish car scrappage scheme*, Draft report, octobre 1997.
- Fédération routière internationale, *Statistiques routières mondiales - édition 1988*, Genève, 1998.
- Fontana, M. et Frigerio, M., *External costs of passenger transport by private car in the urban area of Milan*, Final report for the ExternE-Transport project, Commission européenne – DG XII, contrat JOS3-CT95-0004, juin 1997.
- Glaister, S., *The fundamental of transport economics*, Basil Blackwell, Oxford, 1981.
- Glazer, A., Klein, D. et Lave, C., *Clean on paper, dirty on the road*, Journal of transport Economics and Policy N. 1, janvier 1995.
- Hahn, R., *An economic analysis of scrappage*, Rand Journal of Economics, vol. 26, N. 2, été 1995.
- Hall, J., *The role of transport control measures in jointly reducing congestion and air pollution*, Journal of Transport Economics and Policy N. 1, janvier 1995.
- Illinois Environmental Protection Agency, *Pilot project for vehicle scrapping in Illinois*, mai 1993.
- Innovatech Energy Systems Ltd et al., *Evaluation of the Scrap-It Program - Final Report*, Prepared for the Scrap-It Program Steering Committee, août 1997.

- IWW - IFRAS, *Effets externes du transport routier, rapport préparé pour l'Union internationale des chemins de fer*, 1995.
- Kavalec, C. et Setiawan, W., *An analysis of accelerated vehicle retirement programs using a discrete choice personal vehicle model*, in *Transport Policy*, vol. 4, N. 2, 1997.
- Licandro, O. et Sampayo, A., *Los efectos de los planes Renove y Prever sobre el reemplazo de turismos*, in *Economia Industrial*, N. 314, 1997.
- Meretei, T., Banyavari, P., Borsi, Z. et Tamasi, A., *Catalyser small-scale field-test in Hungary*, SAE Technical Paper Series, Detroit, 1996.
- Ministère des Transports, des Postes et Télécommunications et de la Gestion de l'eau de Hongrie, *Transport, Post and Telecommunication and Water Management Data*, years 1990-1995, Infrabooks n. 3, 7, 12, 17.
- Ministère des Transports, des Postes et Télécommunications et de la Gestion de l'eau de Hongrie, *Summary of the National Vehicle Fleet Statistical Data*, years 1995, 1996 and 1997, Infrabooks n. 16/I, 21, 26.
- Morcheoine, A. et Orfeuill, J., *Transport, énergie, environnement - Modes de vie et comportement*, in *Transports*, n° 390, juillet-août 1998.
- Moyer *et al.*, *Perspectives on vehicle scrapping in air quality programs*, rapport final préparé pour la California Electric Transportation Coalition, juillet 1995.
- OCDE, *Comptes nationaux 1960-1996, Vol. 1 - Principaux agrégats*, Paris, 1998.
- Rabl, A. et Spadaro, J., *Social costs and environmental burdens of transport: an analysis using two case studies in France*, communication présentée à la Conférence "Externalités dans les transports urbains : évaluer et réduire les impacts", Fondazione ENI Enrico Mattei, Milan, 27-29 octobre 1998.
- Richmond, H., *A road map for evaluating alternative program designs for accelerated vehicle retirement programs*, University of North Carolina, Chapel Hill, 1994.
- Sugden, R. et Williams, A., *The principles of practical cost-benefit analysis*, Oxford University Press, 1978.

- Tatsutani, M., *Unocal Corporation's SCRAP - An experiment in corporate environmental initiative*, University of California, Berkeley, juin 1991.
- Teufel *et al.*, *Oeko-Bilanzen von Fahrzeugen*, UPI, Heidelberg 1993 (cité dans P. Nieuwenhuis - P. Wells, *Scrappage incentives: an environmental analysis*, FT Automotive Environment Analyst, N. 20, septembre 1996).
- Transportrådet, *Skrotningpræmien - Effekter for miljø og bilpark*, Copenhagen, mai 1995
- Transportøkonomisk Institutt, *Virkninger av å innføre vrakpremie på biler i 1996*, Oslo, novembre 1997.
- US Congress, Office of Technology Assessment (OTA), *Retiring old cars: Programs to save gasoline and reduce emissions*, OTA-E-356, Washington, DC: US Government Printing Office, juillet 1992.
- US Department of Energy, Transportation Energy Data Book – Edition 17, Centre for Transportation Analysis, Oak Ridge National Laboratory, 1998.
- US EPA (Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis), Office of Mobile Sources, *Guidance for the implementation of accelerated retirement of vehicles programs*, février 1993.
- Van Wee, B. et Meurs, H., *Levensduurverkorting personenauto's goed voor het milieu? Een beschouwing van uit de levenscyclusanalyse*. In : J.M. Jager (ed.), *Colloquium Vervoersplanologisch Speurwerk 1994*, Delft.
- Walsh, M., *Older gasoline fueled vehicles in developing countries: their importance and the policy options for addressing them*, rapport préparé pour le PNUE et l'OCDE, avril 1998.
- ZEW (Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung), *External Quality Valuation: Quality Indicators for Transport Systems*, Final Report, Mannheim, décembre 1997.

LES ÉDITIONS DE L'OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16  
IMPRIMÉ EN FRANCE  
(75 1999 11 2 P) ISBN 92-821-2251-4 – n° 50978 1999