

ARTICLES

Analyse coûts-bénéfices d'une voiture propre : méthodologie et application à la voiture électrique

Cost-Benefit Analysis of a « Clean Car » : Methodology and Application to the Electric Vehicle

Ari RABL*

Résumé

L'objectif de cet article est d'évaluer les bénéfices d'une « voiture propre » (voiture électrique et voiture à pile à combustible), comparée à une voiture conventionnelle (essence ou diesel). Le coût des dommages attribuables aux polluants est évalué selon la méthodologie « impact pathways » du projet ExternE (External Costs of Energy) de la Commission européenne (CE), tenant compte des conditions locales et régionales, pour plusieurs sites (Paris, autoroute Paris-Lyon, site rural typique...). Ceci nécessite une modélisation atmosphérique, intégrant des modèles de courte (rue), moyenne (ville) et longue distances (France et Europe). Utilisant les inventaires d'émissions fournis par des analyses du cycle de vie, la totalité des dommages est prise en compte, de la fabrication d'une voiture jusqu'aux polluants émis lors de son utilisation. L'analyse des « impact pathways » fournit, comme résultat clé, le coût des dommages par kg d'un polluant émis par une voiture en fonction du site (Paris, autoroute Paris-Lyon, site rural...). Le coût des dommages par km est obtenu en multipliant le coût par kg de polluant et l'émission par km. Le coût global d'une voiture électrique est ensuite comparé à celui d'une voiture conventionnelle, en prenant les données (prix d'achat, consommation d'énergie...) fournies par les industriels pour un modèle fabriqué en deux versions (électrique et conventionnelle), par exemple la Peugeot 106. Pour l'analyse coûts-bénéfices, le coût global (par km et par durée de vie) de ces voitures est évalué à la fois du point de vue de l'individu (avec taxes, subventions..., sans coûts externes) et de la collectivité (sans taxes, subventions..., avec coûts externes). Une analyse des incertitudes est effectuée afin de cerner les intervalles de confiance.

Les résultats indiquent que le coût des dommages dus aux polluants émis par les voitures conventionnelles est considérable et pourrait justifier des dépenses importantes pour une voiture plus propre. Pourtant, le surcoût actuel d'une voiture électrique est tellement élevé que le bénéfice social n'est pas évident, même à Paris où l'avantage environnemental de la voiture électrique est le plus important du monde. Compte tenu des progrès continus dans la réduction des émissions des voitures conventionnelles, la question se pose de savoir si la voiture électrique sera moins chère, du point de vue social, que la voiture conventionnelle améliorée. Pour une mise en perspective, d'autres approches pour réduire la pollution automobile sont également évoquées.

* Centre d'Énergétique, École des Mines, 60, boulevard Saint-Michel, F-75272 Paris Cedex 06. Tél. : (33 1) 40 51 91 52 – Fax : (33 1) 46 34 24 91 – E-mail : ari.rabl@ensmp.fr

Abstract

This paper evaluates the benefits of a "clean car" (electric vehicle, fuel cell vehicle...) compared to a conventional car (gasoline or diesel). To put the results in perspective, other approaches for reducing automotive air pollution are briefly discussed. The damage costs attributable to pollution are quantified by means of an impact pathway analysis, using the methodology of the ExternE (External Costs of Energy) project series of the EC. For atmospheric dispersion models for short (street), intermediate (city) and long range (France and Europe) are combined. The totality of impacts over the life cycle of a car is taken into account by using emissions inventories obtained from life cycle assessments. The impact pathways analysis provides as key result the cost per kg of a pollutant (for the site and conditions where it is emitted). The damage cost per km follows as product of the cost per kg and the emission per km. The discounted life cycle costs of the cars are evaluated and compared, using data for the Peugeot 106 which is available in all three versions (gasoline, diesel and electric). Specific results are shown in terms of cost per km for two utilizations : 25 km/day and 45 km/day. Two different points of view are presented : that of the individual (including taxes and subsidies, but without damage costs) and that of society (excluding taxes and subsidies, but with damage costs). The uncertainty range of the damage cost estimates is indicated.

The results show that the damage costs due to the pollution of conventional cars are considerable, especially for older models (comparable to the cost of the fuel), and can justify major expenditures for the replacement by cleaner cars. However, the present cost of an electric car is so high that it may outweigh its environmental advantage, even in Paris where the benefits of an electric car are higher than anywhere else in the world (large health impacts because of large population, and electricity production with negligible pollution). The optimal choice depends on the evolution of the respective technologies and their costs : how far can cost and performance of batteries be improved, and what will be the cost of reducing the emissions from conventional cars even further ?

Introduction

L'objectif de cet article est de comparer les coûts et les bénéfices d'une « voiture propre ». Pour cela, deux étapes principales sont nécessaires. D'abord il faut établir, par une analyse du cycle de vie (ACV), un bilan des émissions de polluants tout le long de la chaîne de processus, de la production de la voiture et du carburant jusqu'à l'élimination de la voiture à la fin de sa vie. Ensuite, on calcule les impacts et les coûts de ces polluants en effectuant une analyse des « impact pathways », c'est-à-dire de la chaîne émission – immission – fonction dose-réponse – évaluation monétaire, en tenant compte des conditions locales et régionales des différentes sources de pollution (ce qui n'est pas fait dans les ACV conventionnelles). Ici le coût des dommages attribuables aux polluants est évalué selon la méthodologie du projet ExternE (External Costs of Energy*) de la

Commission européenne (CE), qui est d'ailleurs la même que celle utilisée dans d'autres pays [1, 2].

Il faut signaler que la méthodologie d'ExternE est en évolution. Pour cette raison, les chiffres dans différents rapports rédigés à différents moments ne sont pas toujours homogènes. Il y avait quelques changements majeurs entre ExternE 1995 [3] et ExternE 1998 [4], dus à la publication par Pope et al. [5] des résultats sur la mortalité long terme, et à un changement de l'évaluation monétaire de la mortalité (avant 1996 simple multiplication du nombre de décès par la « valeur de la vie », après 1996 évaluation au prorata de la perte d'espérance de vie ; voir p. 76 et 77). Depuis 1998 les résultats sont devenus plus stables et les coûts par kg de particules en suspension (PM), de SO₂ et de NO_x de la version ExternE 2000 [6] n'ont baissé que d'un facteur 0,6 environ par rapport à la version de 1998, ce changement restant à l'intérieur des intervalles de confiance. Le changement de l'estimation des gaz à effet de serre entre 1998 et 2000 a été plus radical (réduction d'un facteur 12, grâce à une meilleure prise en compte des effets bénéfiques et des mesures adaptatives, et du changement dans l'évaluation de la mortalité dans les pays en développement. Un examen critique, prenant en compte les connaissances les plus récentes sur les impacts sanitaires des poussières, m'amène à utiliser ici des valeurs très proches de celles d'ExternE 1998 [4].

Les résultats sont appliqués à une analyse coûts-bénéfices d'une voiture électrique (VE). Le cas d'une VE à Paris est particulièrement intéressant car ce type de véhicule ne trouve nulle part ailleurs des conditions aussi favorables du point de vue de la collectivité : coût extrême des dommages en raison de la taille de la population touchée par la pollution

* Depuis quelques années le terme « coût externe » est largement utilisé pour indiquer les coûts des dommages environnementaux. Cet article utilise plutôt le terme « coût des dommages », pour éviter une ambiguïté qui surgit parce qu'il existe au moins deux définitions de « coût externe » :

1. des coûts qui ne sont pas pris en compte par les participants à une transaction ;
2. des coûts qui ne sont pas payés par les participants à une transaction.

Selon la première définition, un coût de dommage est internalisé si le pollueur ramène les émissions au niveau socialement optimal, par exemple en raison d'une réglementation qui impose une limite d'émission. La seconde définition exige, en plus, que le pollueur compense les victimes, par exemple en payant une taxe de pollution. Dans les deux cas, le niveau des émissions est le même et égal à l'optimum social. Mais le coût des dommages causés par ces émissions n'est externe que selon la seconde définition.

automobile, et production de l'électricité avec pollution négligeable.

Pour une mise en perspective, d'autres approches visant à réduire la pollution automobile sont également évoquées, par exemple la voiture hybride et un système de mesures des émissions in situ qui permet d'identifier et de réparer les voitures les plus polluantes.

Glossaire

- **ACV** : Analyse du cycle de vie.
- **CAP** : Consentement à payer.
- **CE** : Commission européenne.
- **COV** : Composés organiques volatils.
- **EPA (US)** : US Environmental Protection Agency.
- **EURO1** : Norme européenne applicable avant 1996.
- **EURO2** : Norme européenne applicable après 2000.
- **NMCOV** : Composés organiques volatils non méthaniques.
- **PM_d** : Particules de diamètre inférieur à d µm.
- **t_{CO2éq}** : Tonne d'un gaz à effet de serre qui cause le même réchauffement que 1 tonne de CO₂ (ici CO₂, CH₄ et N₂O).
- **VE** : Voiture électrique.
- **VLY** : Value of a Life Year (valeur d'une année de vie).
- **VSL** : "Value of Statistical Life" (« valeur de la vie statistique »).
- **YOLL** : Years Of Life Lost (années de vie perdues).

Méthodologie pour l'estimation des coûts de dommage

Analyse du cycle de vie

Pour une comparaison entre différentes technologies il n'est pas nécessaire d'analyser les maillons de la chaîne qui ne sont pas différents ou dont les différences ne pèsent que très peu dans le bilan total. ExternE 2000 [6] a évalué les ACV détaillées des voitures du point de vue du coût des dommages dus au différents maillons de la chaîne. Le résultat (d'ailleurs cohérent avec d'autres ACV, par exemple MIT 2000 [7]), montre que la fabrication d'une voiture ne compte que pour une part relativement faible du coût total, soit environ 5 % pour les voitures avant 1996 et environ 20 % pour les voitures plus récentes. Mais on peut se demander si ce dernier pourcentage n'est pas trop élevé car, parallèlement à la réduction

des émissions des voitures, les grands industriels sont également en train de diminuer leurs émissions (typiquement d'un facteur de 3 à 10 au cours de la dernière décennie). Il est donc probable que le pourcentage soit resté plus faible que les 20 % obtenus en prenant les mêmes données pour les émissions des fabricants. D'ailleurs, le rapport du dommage amont et du dommage pendant l'utilisation est plus faible dans une grande ville comme Paris (à cause de l'importante population touchée par la pollution) que dans la plupart des sites évalués par ExternE, car le dommage amont est le même où que soit utilisée la voiture.

La plus grande partie d'une VE n'étant pas différente d'une voiture conventionnelle, à part la batterie, la différence des impacts amont serait négligeable comparée à ceux de l'utilisation. Il en va de même pour l'élimination des voitures à la fin de leur vie, à part la batterie. Je simplifie donc l'ACV en omettant les impacts dus à la fabrication des voitures, sauf la batterie. Pour la batterie je m'appuie sur l'ACV effectuée par Ollivier [8] qui prend en compte tout le cycle de vie de la batterie. L'autre maillon amont que je prends en compte est la production des carburants selon l'ACV de Lewis & Gover [9] et de l'électricité selon ExternE.

Analyse des « impact pathways »

Les coûts des dommages sont calculés en menant une analyse des « impact pathways » (cheminement des impacts) dont les étapes principales sont les suivantes :

- spécification des émissions (par exemple : g/km de particules émises par le pot d'échappement) ;
- calcul de l'augmentation de la concentration du polluant dans toutes les régions touchées (par exemple : µg/m³ de particules, en utilisant des modèles de dispersion atmosphérique) ;
- calcul des impacts physiques (par exemple : nombre de crises d'asthme dues à ces particules, en utilisant une fonction dose-réponse) ;
- évaluation monétaire de ces impacts (par exemple : multiplication par le coût d'une crise d'asthme).

Les valeurs obtenues sont additionnées pour tous les récepteurs (population, bâtiments, récoltes...) touchés par le polluant, en définissant les frontières temporelles et spatiales de l'analyse de telle manière que l'essentiel des impacts soit pris en compte. Ce calcul fournit, pour chaque polluant, le coût des dommages en €/kg. Les hypothèses clés sont résumées dans le tableau 1, p. 76. Une brève discussion de la méthodologie fait suite à ce tableau. Une description plus détaillée dépasserait largement le cadre du présent article, et le lecteur peut consulter le numéro spécial de cette revue consacré à ce sujet [10] ou les rapports du projet ExternE.

Modélisation atmosphérique

La dispersion des polluants de l'air est importante non seulement à l'échelle locale mais aussi à l'échelle

Tableau 1.
Principales hypothèses du Projet ExternE 1998 [4].
Principal hypotheses of ExternE 1998 [4].

Dispersion et chimie atmosphérique	
Zone locale (<50 km)	Modèle de plume gaussienne ROADPOL [11].
Zone régionale (Europe)	Harwell Trajectory Model, intégré dans le logiciel ECOSSENSE du projet ExternE. Le modèle EMEP [12] pour l'ozone.
Réchauffement global	Impacts physiques selon l'IPCC 1995 [13].
Impacts sur la santé	
Forme des fonctions dose-réponse	Linéarité d'un impact supplémentaire dû à une dose supplémentaire, pour tous les impacts de santé.
Mortalité à long terme	Pente de la fonction dose-réponse = 3,3E-4 YOLL (<i>years of life lost</i> /années de vie perdues) par personne par an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$, obtenue à partir de l'augmentation de la mortalité par tranche d'âge due aux $\text{PM}_{2,5}$ [14], par intégration sur la distribution des âges.
Mortalité à court terme	Pour SO_2 et l'ozone : 0,75 YOLL par mort.
Aérosols de nitrates et de sulfates	Les fonctions dose-réponse pour les nitrates sont les mêmes que celles des PM_{10} . Les fonctions dose-réponse pour les sulfates sont les mêmes que celles des $\text{PM}_{2,5}$ (pente = 1,7 fois la pente des fonctions PM_{10}).
Impacts sur les plantes	Seules les pertes de récoltes ont été quantifiées, en utilisant les fonctions dose-réponse pour les pertes dues au SO_2 et à l'ozone.
Impacts sur les bâtiments et les matériaux	Corrosion et érosion dues au SO_2 , encrassement dû aux particules.
Évaluation monétaire	
Évaluation d'une mort prématurée	Proportionnelle à la réduction de l'espérance de vie, avec une valeur d'une YOLL obtenue de la « valeur de la vie statistique » de = 3,1 M€/vie VLY (value of a life year) = 0,083 M€/YOLL pour la mortalité.
Évaluation des cancers	1,5 M€/cancer pour les cancérogènes chimiques.

régionale sur des centaines de kilomètres [15, 16]. Il est donc nécessaire de combiner des modèles de dispersion locale et régionale.

Dans la zone locale, jusqu'à environ 50 km de la source, ExternE utilise le modèle de plume gaussienne ROADPOL [11] pour la dispersion des polluants émis par les véhicules.

Au-delà de la zone locale, la dispersion est modélisée avec une version du Harwell Trajectory Model [17], un des modèles agréés par la CE pour la dispersion à longue distance. Ce modèle est en fait intégré dans le logiciel ECOSSENSE [18] qui contient également des bases de données pour la population, les récoltes et les bâtiments, et qui sert de base pour les calculs du Projet ExternE.

Afin d'avoir une vérification indépendante, les résultats ont été comparés avec des données calculées à l'aide des modèles atmosphériques ISC, modèle de plume gaussienne agréé par l'US EPA [19], et EMEP [20], couplés avec le logiciel PATHWAYS pour le calcul des impacts. Les dommages calculés

selon ces deux approches sont les mêmes à 20 % près [21].

Dans une rue, les sources ont un effet supplémentaire qui n'est pas pris en compte dans une plume gaussienne telle que ISC et ROADPOL, mais qui est important pour les polluants primaires émis par les voitures. C'est l'augmentation de la concentration d'un polluant dans la rue où il est émis, comparée à la même quantité de polluant émise en terrain plat, phénomène appelé « effet canyon ». Spadaro & Rabl [22] ont effectué des calculs pour estimer cet effet. Ils trouvent que dans les grandes villes comme Paris, l'effet canyon peut augmenter le dommage des polluants primaires d'environ 10 à 40 % (pour les polluants secondaires l'effet canyon est négligeable). Mais compte tenu des autres incertitudes, cette correction n'est pas prise en compte ici.

Impacts

Les impacts sont quantifiés en utilisant des fonctions dose-réponse, également connues sous le nom de fonctions exposition-réponse ou concen-

tration-réponse (CR) dans le cas des polluants de l'air. Elles associent la concentration d'un polluant à l'impact subi par les récepteurs (populations, récoltes, bâtiments...).

La plus grande part des coûts externes de l'énergie est due aux impacts sur la santé (voir par exemple [23-25]). Les impacts sur la santé humaine incluent les crises d'asthme, les admissions à l'hôpital, la bronchite chronique, les jours d'activité restreinte, et les décès prématurés. La contribution dominante, plus de 80 % du total, pour les PM (particules), le SO₂ et le NO₂, provient de la mortalité dite « chronique » ou à long terme selon une étude très importante, réalisée par une équipe de la Harvard University [5], qui a réussi à mesurer la mortalité totale attribuable à la pollution de l'air, contrairement aux études habituelles de type série temporelle qui ne mesurent que la mortalité dite « aiguë » ou à court terme, c'est-à-dire les décès observables dans les quelques jours après une exposition à la pollution. Le travail effectué par cette étude a été vérifié par Krewski et al. [26], et les résultats ont été confirmés récemment par une nouvelle analyse [14] de la même population, mais cette fois après un suivi sur environ 15 ans, soit le double de l'étude précédente.

ExternE calcule les impacts de mortalité au prorata de la réduction de l'espérance de vie, exprimée comme les années de vie perdues (YOLL : years of life lost). C'est nécessaire pour permettre des comparaisons pertinentes avec d'autres causes de mortalité, par exemple les accidents de la route pour lesquels la perte par décès est beaucoup plus importante que pour la pollution atmosphérique. Pour cet article les chiffres d'ExternE 1998 [4] sont mis à jour selon la réduction de l'espérance de vie que Rabl [27] a calculé sur la base de Pope et al. [14] (cela diminue le coût total des PM, SO₂ et NO_x de 15 %).

Pour les impacts de santé, les fonctions CR sont dérivées d'une synthèse des études épidémiologiques [4]. Au vu de l'évidence épidémiologique disponible, ExternE suppose que les fonctions CR pour la santé sont des droites, sans seuil d'innocuité (voir par exemple [25]).

Pour les récoltes et les matériaux de construction, les fonctions CR présentent des formes non linéaires. En fait, il existe même la possibilité d'un effet bénéfique (effet d'engrais) pour les récoltes quand les concentrations de fond de SO₂ et des NO_x sont suffisamment faibles. Pour les récoltes, les pertes ou les gains de production agricole sont calculés, et pour les matériaux de construction, c'est la superficie endommagée par la pollution qui est prise en compte.

Évaluation monétaire

L'évaluation monétaire est une méthode convenable pour agréger dans un indicateur simple les différents impacts (santé, récoltes, bâtiments...) ayant différentes unités physiques ; elle est d'ailleurs indispensable pour faire une analyse coûts-bénéfices (ACB). Afin d'obtenir les coûts des dommages, le

nombre d'impacts (crises d'asthme, par exemple) est multiplié par le coût unitaire par impact (coût d'une crise d'asthme, par exemple). Pour les impacts de santé, les coûts unitaires incluent le coût de traitement médical et la perte de salaire et de productivité, qui sont des facteurs fondés sur le marché, aussi bien que les coûts hors marché qui tiennent compte du consentement à payer (CAP) d'un individu pour éviter le risque de douleur et de souffrance. Si le CAP d'un bien hors marché a été déterminé correctement, il est comme un prix, cohérent avec les prix du marché.

Les économistes ont développé plusieurs techniques pour évaluer le CAP pour les biens hors marché, et aboutissent à un consensus sur le fait que les études correctement menées donnent des chiffres suffisamment fiables pour une ACB environnementale. Ces dernières années, l'évaluation contingente est devenue la méthode la plus répandue (voir par exemple [28]). Elle détermine le CAP en demandant aux individus combien ils sont prêts à payer pour réaliser un bénéfice ou éviter une perte.

Pour la mortalité due à la pollution de l'air, ExternE 1995 [3] faisait une simple multiplication du nombre de décès par un chiffre qui est souvent appelé « valeur de la vie statistique » (VSL, "Value of Statistical Life"), c'est-à-dire le CAP pour éviter une mort prématurée anonyme. Mais depuis 1996 ExternE calcule la réduction de l'espérance de vie, multipliée par la valeur d'une année de vie (VLY = Value of a Life Year). Par manque de déterminations directes de la VLY, ExternE estime la VLY à partir de la VSL. Ici, pour VSL et VLY les valeurs d'ExternE 1998 [4] sont utilisées, avec VSL égale à 3,1 millions €₁₉₉₅ par vie et VLY égale à 84 330 €₁₉₉₅ par YOLL pour la mortalité chronique. Les coûts unitaires pour les récoltes et les matériaux de construction sont les prix du marché. Les pertes de récoltes étant relativement faibles, elles sont estimées simplement sur la base de prix constants, sans considération des effets induits (dus au comportement compensatoire des producteurs).

Le coût des gaz à effet de serre

Le coût des gaz à effet de serre par tonne de CO_{2éq} a été calculé par ExternE, en prenant en compte les derniers résultats du groupe international IPCC [13]. Les valeurs recommandées par ExternE 1998 [4] sont présentées comme des fourchettes de valeurs plutôt qu'un seul chiffre, afin d'exprimer la sensibilité aux différentes hypothèses sur la « valeur de la vie statistique », le taux d'actualisation, etc. La valeur centrale (moyenne géométrique) est de 29 €/t_{CO2éq} (t_{CO2éq} indique 1 t d'un gaz à effet de serre qui cause le même réchauffement que 1 t de CO₂).

Une raison expliquant les valeurs importantes d'ExternE 1998 [4] est la prise en compte de la mortalité anticipée (paludisme, inondations, vagues de chaleur...) dans les pays en développement avec une « valeur de la vie statistique » assez élevée. L'approche utilisée pour la détermination de

la « valeur de la vie statistique » dans les pays en développement est un transfert selon une pondération dite « équité » (equity weighting) plutôt que selon une pondération par le PIB par personne. Cette approche est un choix éthique, hors des critères du marché. L'effet de ce choix sur le coût par tonne de $\text{CO}_{2\text{éq}}$ souligne une fois de plus le rôle central de la « valeur de la vie statistique » dans l'estimation des coûts externes de la pollution.

Pour la version 2000, ExternE a effectué une nouvelle analyse du réchauffement global qui a abouti à un coût de 2,4 €/t $\text{CO}_{2\text{éq}}$, soit seulement un douzième de l'estimation de 1998. Les principales raisons de ce changement sont :

- une meilleure prise en compte des impacts bénéfiques, comme l'augmentation de la production agricole dans les pays froids, et des mesures d'adaptation ;
- des hypothèses différentes sur la « valeur de la vie statistique » dans les pays en développement.

La divergence entre les estimations de 1998 et de 2000 souligne les incertitudes des coûts du réchauffement global.

Il est intéressant de noter que depuis le Protocole de Kyoto, en effet, le coût du CO_2 dans l'UE n'est plus le coût des dommages mais le coût de l'évitement pour la réduction promise des émissions. Ce coût se situe dans une fourchette de 20 à 30 €/t $\text{CO}_{2\text{éq}}$, proche du chiffre d'ExternE 1998 [4].

Résultats des coûts de dommage

Les coûts de dommage sont montrés dans la figure 1. Pour les polluants secondaires (impacts des sulfates créés par le SO_2 , des nitrates créés par les NO_x , et de l'ozone créé par les NO_x et les COV), la variation en fonction du lieu d'émission est faible, et une seule valeur typique pour la France est indiquée. En revanche, pour les polluants primaires (PM et CO), cette variation est très forte. Trois sites d'émission sont pris en exemple pour les $\text{PM}_{2,5}$ (particules émises par les voitures) : Paris, le trajet Paris-Lyon, et un site industriel représentatif des PM_{10} (émises par les étapes amont).

Application à la voiture électrique

Technologies et coûts des voitures

Dans cet article une voiture électrique est comparée à des voitures conventionnelles (essence et diesel), en considérant parmi ces dernières des modèles antérieurs à 1996, date où la nouvelle norme EURO2 entrainait en vigueur, et à partir de 2000, date pour la norme EURO3. La comparaison avec les voitures anciennes est pertinente pour répondre à la question : « serait-il intéressant pour le gouvernement d'offrir des primes qui inciteraient les gens à remplacer leurs anciennes voitures par des nouvelles voitures beaucoup moins polluantes ? ».

Les nouveaux véhicules étudiés ici sont typiques des voitures populaires en France. Il s'agit des versions électriques, essence et diesel du même modèle, la Peugeot 106 en 1998. Les prix sont pour le modèle avec vitres électriques, serrures électriques et direction assistée. La voiture électrique a une batterie nickel-cadmium parce que c'est le choix préféré pour ce type de voiture en France. Les batteries plomb-acide ne contiennent qu'environ la moitié de la densité d'énergie, et sont défavorisées dans une analyse de cycle de vie effectuée par EDF [8]. Il est supposé que la batterie est louée plutôt qu'achetée.

Le tableau 2, ci-contre, présente les chiffres clés du calcul du coût pour chaque voiture. Puisque les coûts sont encourus durant la vie entière de la voiture, il faut les actualiser. Un taux d'actualisation de 5 % réel est choisi, c'est-à-dire au-dessus de l'inflation, et tous les coûts sont en monnaie constante.

Pour les voitures existantes, un prix d'achat de zéro est choisi parce que du point de vue de la collectivité c'est un coût perdu. Je suppose le même nombre de km/an et les mêmes coûts pour l'entretien, l'assurance, etc., bien que les vrais coûts de réparation soient plus élevés. Ceci est compensé par le fait que le parc des voitures existantes inclut des modèles qui sont beaucoup plus grands que la Peugeot 106. C'est pourquoi leur coût annuel de carburant est plus élevé.

Ce point illustre la difficulté d'obtenir des données représentatives concernant le parc actuel des voitures, compte tenu de l'évolution continue des voitures et de leur utilisation. L'évolution a été particulièrement rapide en ce qui concerne les émissions. D'ailleurs, un simple chiffre moyen n'indique pas la variabilité. Par exemple, un paramètre principal pour le coût global par kilomètre est la distance parcourue par an, qui peut changer considérablement d'un propriétaire à l'autre. Plutôt que d'essayer d'analyser un grand nombre de cas, les résultats sont présentés dans un format graphique qui permet au lecteur de visualiser comment un changement d'un des chiffres affecterait le classement des choix.

Émissions et coûts des dommages par km

Comme cela est expliqué p. 75, les émissions des étapes suivantes sont considérées : la production de l'électricité, la production du carburant, la fabrication de la batterie, et l'utilisation du véhicule.

Les coûts des dommages hors pollution, par exemple le bruit qui donnerait un avantage à la voiture électrique, n'est pas pris en compte car difficile à chiffrer. De même il est supposé qu'une voiture électrique offre la même utilité au consommateur, si elle est identique (à part son mode de propulsion) à la variante conventionnelle. Dans la réalité, surtout au stade actuel de la voiture électrique, les limitations de la batterie causent parfois des ennuis (autonomie insuffisante, faible accélération, confort thermique limité...) qui risquent l'emporter sur l'avantage sonore.

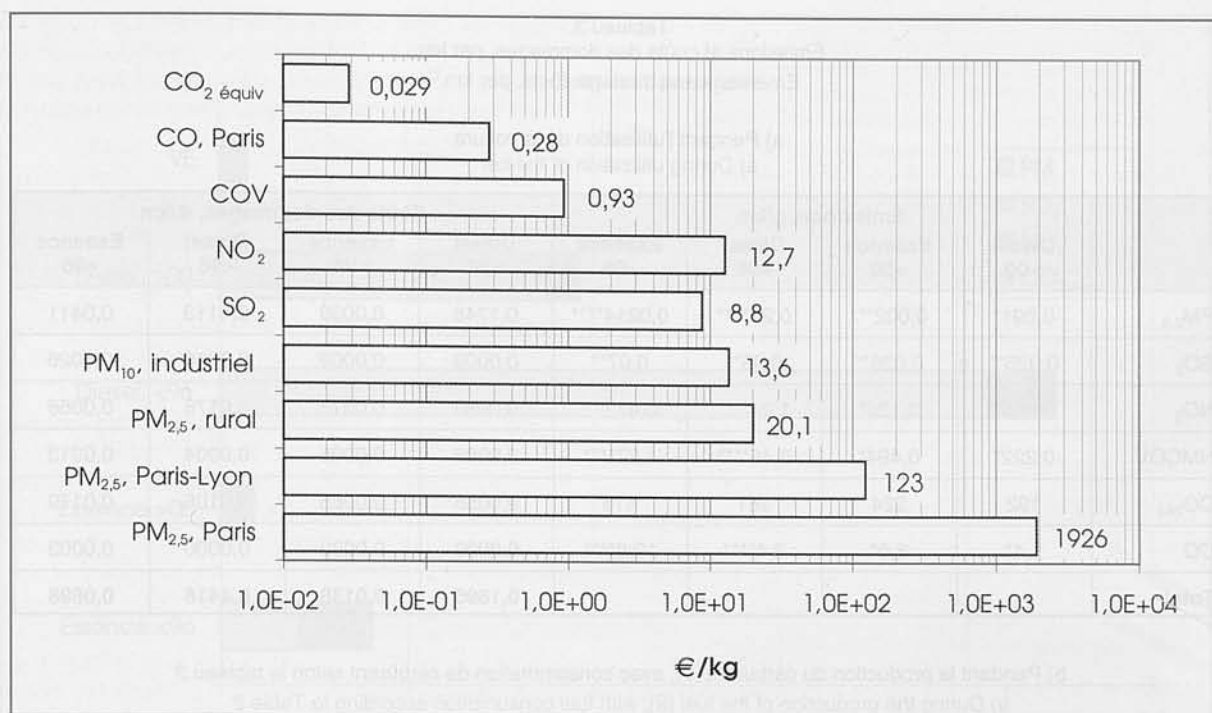


Figure 1.
Les coûts des dommages par kg de polluant.
The damage costs per kg of pollutant.

Tableau 2.

Chiffres clés pour l'analyse de la voiture électrique. Ces coûts incluent les taxes : elles représentent environ 80 % du prix de l'essence, 72 % du prix du carburant diesel et 17 % des autres coûts.
Entre parenthèses figurent les valeurs pour les voitures anciennes.

Key data for the life cycle assessment of the EV. These costs include the taxes : They represent about 80 % of the price of gasoline, 72 % of the price of diesel fuel and 17 % of the other costs. In parentheses the values for old cars.

	Électrique	Essence	Diesel
Durée de vie	10 ans	10 ans	10 ans
Taux d'actualisation, réel	5 %	5 %	5 %
Prix d'achat, sans batterie*	14 204 €	10 400 € (0 €)	11 577 € (0 €)
Location de la batterie*	1 122 €/an		
Immatriculation	89 €	149 €	149 €
Assurance	336 €/an	437 €/an	437 €/an
Entretien et contrôle technique**	89 €/an	200 €/an	200 €/an
Électricité ou carburant par km***	0,25 kWh/km	0,070 l/km (0,192 l/km)	0,060 l/km (0,113 l/km)
Prix de l'énergie	0,0696 €/kWh	0,955 €/l	0,649 €/l

* Peugeot 106, en 1998.

** Club du Véhicule Électrique de Paris, 1997.

*** EDF, 1998.

Émissions et coûts pendant l'utilisation

Le tableau 3a), p. 80, indique les émissions pendant l'utilisation. Pour les voitures anciennes, elles sont basées sur des émissions mesurées par Jourmard et al. [29], selon l'interprétation de Spadaro et al. [30] pour un cycle urbain, typique de l'utilisation des VE. Pour les voitures neuves, par manque de données mesurées, les valeurs réglementaires en France ont été prises (sauf exceptions indiquées).

Les vraies émissions peuvent être différentes, mais probablement peu inférieures puisqu'une conduite urbaine implique toujours les émissions les plus élevées. Les émissions de gaz à effet de serre ne sont pas réglementées mais elles peuvent être déterminées à partir de la consommation de carburant.

Il n'existe pas de normes pour les émissions de particules des voitures à essence, considérées comme non importantes dans le passé. Cependant,

Tableau 3.
Émissions et coûts des dommages, par km.
Emissions and damage costs, per km.

a) Pendant l'utilisation de la voiture
a) During utilization of the car

	Émissions, g/km				Coûts des dommages, €/km			
	Diesel >00	Essence >00	Diesel <96	Essence <96	Diesel >00	Essence >00	Diesel <96	Essence <96
PM _{2,5}	0,091*	0,002***	0,21****	0,0214****	0,1748	0,0039	0,4113	0,0411
SO ₂	0,026**	0,026**	0,05**	0,07**	0,0009	0,0009	0,0018	0,0026
NO ₂	0,565*	0,126*	1,24****	0,47****	0,0080	0,0018	0,0176	0,0066
NMCOV	0,222*	0,494*	0,45****	1,37****	0,0002	0,0005	0,0004	0,0013
CO _{2éq}	192	224	361	616	0,0056	0,0065	0,0105	0,0179
CO	1,4*	8,0*	2,4****	12,8****	0,0000	0,0002	0,0000	0,0003
Total					0,1895	0,0138	0,4416	0,0698

b) Pendant la production du carburant [9], avec consommation de carburant selon le tableau 2
b) During the production of the fuel [9], with fuel consumption according to Table 2

	Émissions, g/km				Coûts des dommages, €/km			
	Diesel >00	Essence >00	Diesel <96	Essence <96	Diesel >00	Essence >00	Diesel <96	Essence <96
PM ₁₀	0,0108	0,00946	0,020	0,026	0,0001	0,0001	0,0003	0,0004
SO ₂	0,112	0,145	0,211	0,399	0,0010	0,0013	0,0019	0,0036
NO ₂	0,113	0,134	0,213	0,369	0,0016	0,0019	0,0030	0,0052
NMCOV	0,179	0,306	0,337	0,841	0,0002	0,0003	0,0003	0,0008
CO _{2éq}	22,7	35,4	42,7	97,3	0,0007	0,0010	0,0012	0,0028
Total					0,0036	0,0046	0,0067	0,0128

* Estimation par MEET [31] pour les voitures neuves à partir de 2000 (norme EURO3).

** Calculé en multipliant la consommation de carburant par 0,05 %, c'est-à-dire le contenu maximal de soufre permis après 1996 [32].

*** Basé sur CONCAWE [33].

**** Basé sur Jourmard et al. [29], selon l'interprétation de Spadaro et al. [30].

en raison de leur toxicité élevée, même de petites quantités peuvent apporter une contribution appréciable au coût total. Les données mesurées par CONCAWE [33] sont utilisées. Leurs incertitudes sont importantes, les mesures de CONCAWE ayant été réalisées sur deux voitures à essence seulement et les émissions étant près des limites de détection de l'instrumentation.

Émissions et coûts pendant la production du carburant

Les émissions pendant la production du carburant pour les véhicules conventionnels ne sont pas négligeables. Lewis et Gover [9] ont effectué une synthèse de cinq analyses de cycle de vie pour la production de l'essence et du diesel (deux au Royaume-Uni, une aux Pays-Bas, une en Suède et une aux États-Unis), tout en reconnaissant les disparités considé-

rables entre les études. Le tableau 3b) présente la moyenne de ces études.

Émissions et coûts pendant la production de l'électricité

L'électricité pour charger les batteries provient des centrales nucléaires parce qu'elles fournissent environ 80 % de tous les kWh produits en France, et 100 % de la production de base. Des combustibles fossiles ne sont utilisés que par temps froid, fournissant 4 à 8 % du total, et le reste provient de l'énergie hydraulique. La consommation des VE est plutôt régulière et nocturne, donc associée à la production de base. Le coût des dommages de l'électricité nucléaire en France, 2,52 m€/kWh, a été calculé par le projet ExternE 1995 [3] (d'ailleurs quasiment inchangé avec la nouvelle évaluation monétaire de la mortalité selon ExternE 1998 [4]). Ceci inclut toutes les étapes de la chaîne de combustible, même les déchets et le

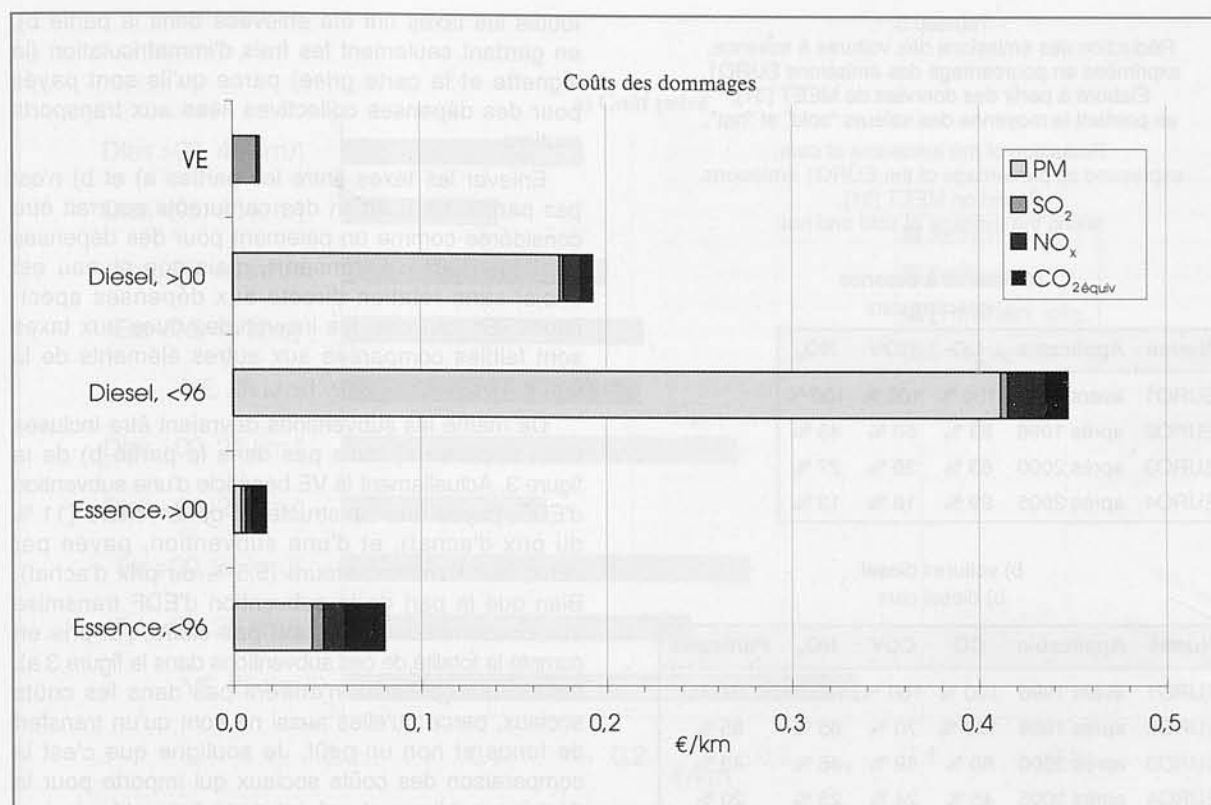


Figure 2.

Coûts de dommages par km (fabrication de la batterie, production d'électricité et de carburant, et utilisation), pour des voitures à Paris (<96 = EURO1, >00 = EURO3).

Damage costs per km (fabrication of the battery, production of electricity and fuel, and utilization), for cars in Paris (<96 = EURO1, >00 = EURO3).

risque d'accidents majeurs (bien que toute évaluation des derniers points soit controversée).

Le coût des dommages des radionucléides est entièrement dû aux effets sur la santé humaine (cancers et effets mutagènes), tandis que les incidences sur l'environnement sont négligeables. Ce coût est presque certainement une limite supérieure parce qu'il a été calculé avec des hypothèses très conservatrices : les impacts sont sommés sur la population entière du monde sur une période de 100 000 ans, au taux d'actualisation de zéro, comptant tous les cancers comme mortels sans considérer les progrès thérapeutiques. Ces hypothèses impliquent un coût de dommages de 0,0006 €/km pendant l'utilisation de la VE, tout à fait négligeable. En revanche, le coût dû à la fabrication de la batterie est bien visible dans la figure 2.

Émissions et coûts pendant la fabrication de la batterie

Le tableau 4 rapporte les émissions et les coûts des polluants émis au cours du cycle de vie de la batterie, sur la base de l'ACV d'Ollivier [8]. Ces chiffres sont calculés en supposant qu'une batterie a une durée de vie de cinq ans, dans une voiture utilisée à raison de 45 km/j.

Tableau 4.

Émissions et coûts de dommages, par km, dus à la fabrication de la batterie.

Emissions and damage costs, per km, due to the fabrication of the battery.

	Émissions, g/km	Coûts des dommages, €/km
PM ₁₀	0,015	0,0002
SO ₂	1,44	0,0126
NO ₂	0,096	0,0014
NMCOV	0,172	0,0002
CO ₂ éq	31,7	0,0009
CO	0,008	0,0000
Total		0,0153

Évolution des émissions

L'évolution de la technologie va conduire à une diminution des émissions des voitures conventionnelles. Le tableau 5, p. 82, montre l'estimation par MEET [31] des émissions des voitures EURO2 à EURO4, exprimées en pourcentage de la norme EURO1. Après 2005, on peut s'attendre à ce que les émissions des nouveaux modèles ne représentent plus qu'un quart environ des émissions par km des

Tableau 5.

Réduction des émissions des voitures à essence, exprimées en pourcentage des émissions EURO1. Élaboré à partir des données de MEET [31], en prenant la moyenne des valeurs "cold" et "hot".

Reduction of the emissions of cars, expressed as percentage of the EURO1 emissions. Based on MEET [31], taking the average of cold and hot.

a) voitures à essence
a) gasoline cars

Norme	Applicable	CO	COV	NO _x
EURO1	avant 1996	100 %	100 %	100 %
EURO2	après 1996	83 %	60 %	45 %
EURO3	après 2000	63 %	36 %	27 %
EURO4	après 2005	29 %	19 %	13 %

b) voitures diesel
b) diesel cars

Norme	Applicable	CO	COV	NO _x	Particules
EURO1	avant 1996	100 %	100 %	100 %	100 %
EURO2	après 1996	100 %	70 %	65 %	65 %
EURO3	après 2000	60 %	49 %	46 %	43 %
EURO4	après 2005	45 %	24 %	23 %	20 %

voitures EURO1 (ces émissions apparaissant sous la référence « <1996 » dans les tableaux et graphiques).

Coûts globaux

Les coûts des dommages par km, présentés dans la figure 2, p. 81, sont obtenus en multipliant les coûts par gramme de polluant par les émissions en g/km. Ces coûts sont importants, surtout pour les anciennes voitures. Par exemple : pour des voitures à essence construites avant 1996 et des voitures diesel EURO3, le coût des dommages par km à Paris est du même ordre de grandeur que le prix du carburant.

La contribution du CO, selon les hypothèses d'ExternE, est si faible qu'elle n'est pas indiquée dans les figures. Il est à souligner que ces coûts globaux correspondent à une conduite à Paris. En raison de la densité élevée de population, les dommages sont dominés par les particules. Pour une conduite en régions plus rurales, les dommages des polluants primaires (surtout les particules) seraient d'un à deux ordres de grandeur plus faibles, alors que les dommages de NO₂ changeraient très peu.

Les résultats du coût global par kilomètre sont présentés dans la figure 3, ci-contre, pour deux utilisations, de 25 km/j et de 45 km/j. La partie a) montre les coûts privés, la partie b) les coûts sociaux. Puisque, du point de vue de la collectivité, les taxes représentent un transfert de fonds plutôt qu'un coût,

toutes les taxes ont été enlevées dans la partie b), en gardant seulement les frais d'immatriculation (la vignette et la carte grise) parce qu'ils sont payés pour des dépenses collectives liées aux transports routiers.

Enlever les taxes entre les parties a) et b) n'est pas parfait. La taxation des carburants pourrait être considérée comme un paiement pour des dépenses publiques pour le transport, mais son niveau est choisi sans relation directe aux dépenses spécifiques. En tout cas, les incertitudes dues aux taxes sont faibles comparées aux autres éléments de la figure 3 b).

De même les subventions devraient être incluses dans la partie a) mais pas dans la partie b) de la figure 3. Actuellement la VE bénéficie d'une subvention d'EDF, payée aux constructeurs de la voiture (11 % du prix d'achat), et d'une subvention, payée par l'État, aux consommateurs (5,5 % du prix d'achat). Bien que la part de la subvention d'EDF transmise aux consommateurs ne soit pas claire, j'ai pris en compte la totalité de ces subventions dans la figure 3 a). De toute façon elles n'entrent pas dans les coûts sociaux, parce qu'elles aussi ne sont qu'un transfert de fonds et non un coût. Je souligne que c'est la comparaison des coûts sociaux qui importe pour la décision publique et qui est donc l'objectif principal de cet article. L'incertitude sur les subventions et sur d'éventuelles réductions de prix offertes aux entreprises qui achètent une VE ne concerne que la figure 3 a) et n'a pas d'importance primaire.

En termes de coûts privés, la VE est environ 10 à 25 % plus chère qu'une voiture neuve à essence et 25 à 63 % plus chère qu'une voiture neuve diesel (premier chiffre pour une utilisation de 45 km/j, deuxième pour 25 km/j). Pour les vieilles voitures, la VE paraît également plus chère que les modèles conventionnels, une comparaison qu'il faudrait modifier en soustrayant du coût de la VE le prix de la revente de la vieille voiture conventionnelle. Ici ce n'est pas fait parce que ce dernier est très variable d'une voiture à l'autre (comme d'ailleurs la consommation de carburant), et en tout cas cela ne changerait pas sensiblement la conclusion.

En terme de coût social total, la VE est au moins 30 % plus chère que les voitures à essence, vieilles et neuves. Pour les voitures vieilles le prix de revente ne devrait pas être pris en compte car c'est un coût perdu du point de vue de la collectivité. Comparée aux vieilles voitures diesel, la VE présente un coût social beaucoup plus faible à cause du coût élevé des particules dans une métropole comme Paris. Mais cet avantage de la VE diminue considérablement avec la réduction des émissions pour les nouvelles voitures diesel. Pour l'avenir, des réductions encore plus fortes sont prévues (voir Tableau 5). La plupart du coût de la pollution calculé pour la voiture diesel provient des PM_{2,5}, qui peut être réduit d'un ordre de grandeur grâce au filtre à particules, récemment introduit sur le marché pour les voitures et les autobus. Face au filtre à particules, la VE risque perdre son avantage

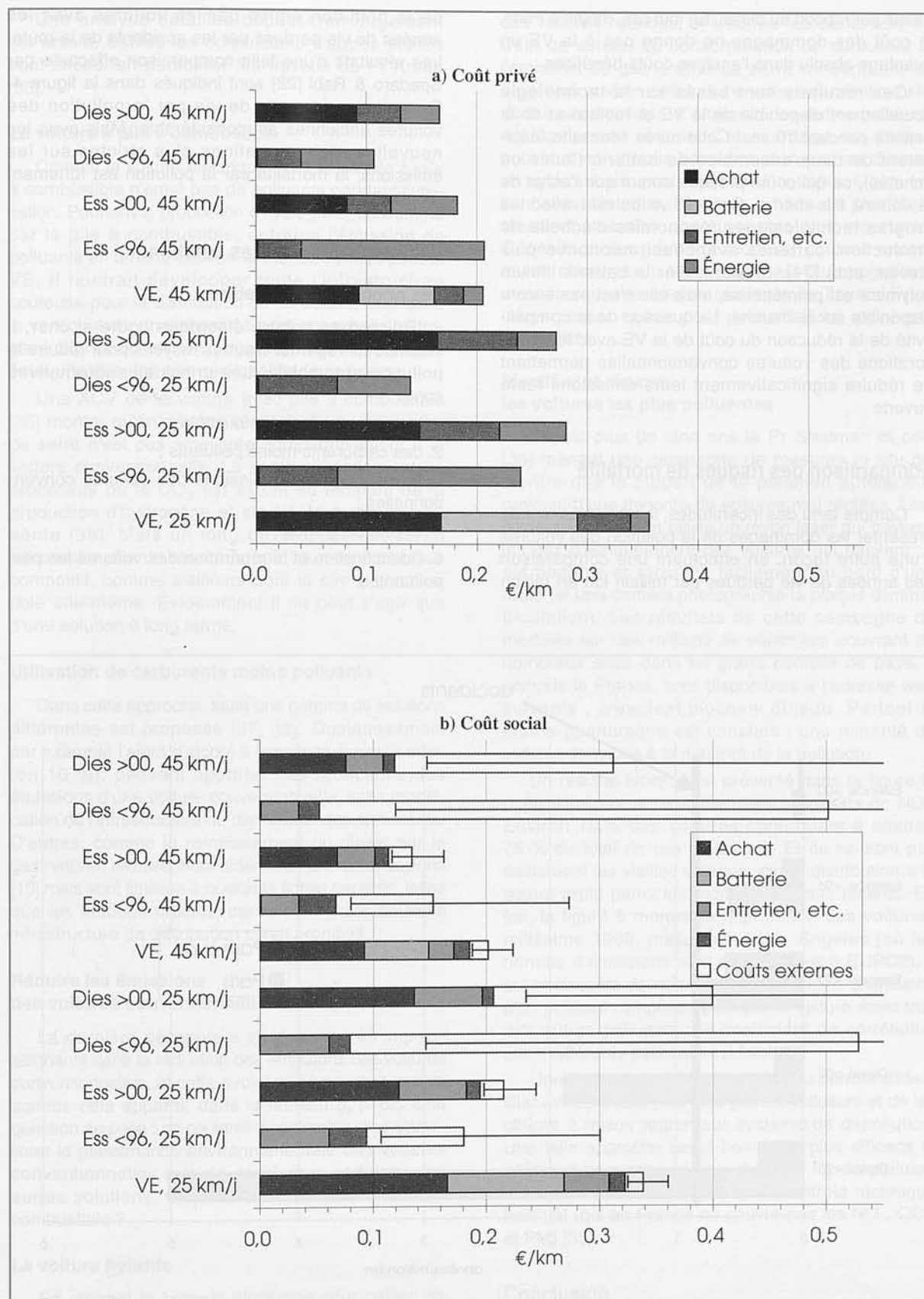


Figure 3.
Coût global par km.
a) coût privé (avec taxes), b) coût social (sans taxes).
Life cycle cost per km.
a) private cost (with taxes), b) social cost (without taxes).

même par rapport au diesel. En tout cas, même à Paris, le coût des dommages ne donne pas à la VE un avantage absolu dans l'analyse coûts-bénéfices.

Ces résultats sont basés sur la technologie actuellement disponible de la VE et l'utilisation de la batterie pendant 10 ans. Cette durée nécessite l'équivalent de deux ensembles de batterie (loués ou achetés), ce qui coûte presque autant que l'achat de la voiture elle-même. Ce coût va baisser avec les progrès technologiques (économies d'échelle de production, batteries avancées, autonomie plus élevée, etc.) [34]. En particulier la batterie lithium polymère est prometteuse, mais elle n'est pas encore disponible sur le marché. La question de la compétitivité de la réduction du coût de la VE avec les améliorations des voitures conventionnelles permettant de réduire significativement leurs émissions reste ouverte.

Comparaison des risques de mortalité

Compte tenu des incertitudes, il est intéressant de présenter les dommages de la pollution des voitures d'une autre façon, en effectuant une comparaison des années de vie perdues par million km en raison

de la pollution émise par les voitures avec les années de vie perdues par les accidents de la route. Les résultats d'une telle comparaison effectuée par Spadaro & Rabl [22] sont indiqués dans la figure 4. On voit que la perte de vie par la pollution des voitures anciennes est considérable. Mais avec les nouvelles réglementations plus strictes sur les émissions, la mortalité par la pollution est fortement réduite.

Voiture propre – autres solutions

Les principales alternatives

Puisqu'une voiture électrique coûte si cher, il incombe de regarder d'autres moyens pour réduire la pollution automobile. Les principales alternatives sont :

1. la voiture à pile à combustible ;
2. des carburants moins polluants ;
3. la réduction des émissions des voitures conventionnelles ;
4. la voiture hybride ;
5. l'identification et la réparation des voitures les plus polluantes.

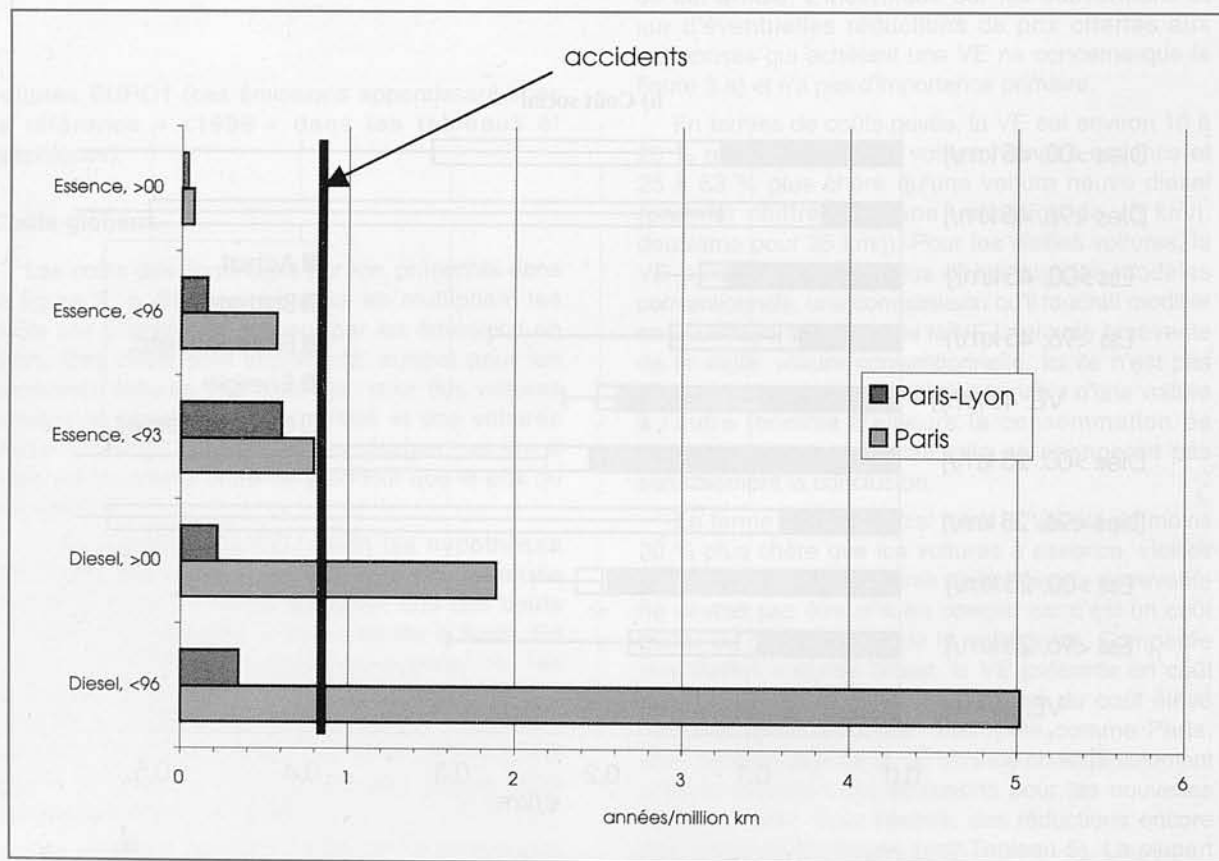


Figure 4.

Années de vie perdues par les accidents routiers (par km moyen en France) et par la pollution des voitures (par km à Paris et sur le trajet Paris-Lyon).

Years of life lost by traffic accidents (per average km in France) and by the pollution emitted by cars (per km driven in Paris and on the highway Paris-Lyon).

Une analyse détaillée dépasserait largement cet article. Seules les conclusions d'autres études sont citées, en particulier les travaux du Pr Kreith [35].

La voiture à pile à combustible

Comme la voiture électrique (VE), la voiture à pile à combustible n'émet pas de polluants pendant l'utilisation. Pourtant la production d'hydrogène, consommé par la pile à combustible, entraîne l'émission de polluants en amont, comme la VE. Et, comme pour la VE, il faudrait développer toute l'infrastructure coûteuse pour la distribution du carburant, sauf dans la version avec un dispositif à bord qui extrait l'hydrogène d'un carburant conventionnel, mais ce processus émet une quantité non négligeable de polluants.

Une ACV de la voiture avec pile à combustible [35] montre qu'en général l'émission des gaz à effet de serre n'est pas améliorée comparativement à la voiture conventionnelle. La seule exception est un processus où le CO₂ est extrait au moment de la production d'hydrogène et stocké de façon permanente [36]. Mais un long développement serait nécessaire afin de rendre le coût d'un tel processus compétitif, comme d'ailleurs pour la pile à combustible elle-même. Évidemment il ne peut s'agir que d'une solution à long terme.

Utilisation de carburants moins polluants

Dans cette approche, toute une gamme de solutions différentes est proposée [37, 38]. Quelques-unes, par exemple l'ajout d'alcool à l'essence (jusqu'à environ 10 %), peuvent apporter des réductions des émissions d'une voiture conventionnelle, sans modification de l'infrastructure de distribution des carburants. D'autres, comme le remplacement du diesel par le gaz naturel, réduisent considérablement les émissions [10] mais sont limitées à quelques flottes captives, telles que les autobus urbains, car le coût d'une nouvelle infrastructure de distribution serait prohibitif.

Réduire les émissions des voitures conventionnelles

La dernière décennie a vu des progrès impressionnants dans la réduction des émissions des voitures conventionnelles, et cette évolution se poursuit encore comme cela apparaît dans le tableau 5, p. 82. Une question se pose : ne coûterait-il pas moins cher d'améliorer la performance environnementale des voitures conventionnelles que de développer certaines des autres solutions, en particulier la VE et la pile à combustible ?

La voiture hybride

En utilisant la batterie électrique pour pallier les fluctuations des besoins d'énergie motrice, la voiture hybride fait toujours fonctionner le moteur thermique en marche optimale (tout ou rien), ce qui augmente de façon importante la performance environnementale. En 2001 deux fabricants, Toyota et Honda, offraient

des voitures hybrides, et d'autres fabricants sont en train de suivre. La consommation de carburant et l'émission de gaz à effet de serre ne sont que de deux tiers environ celles d'une voiture conventionnelle de taille comparable. L'émission des autres polluants est également réduite. Cet avantage est encore accentué en ville : la consommation par km diminue en cycle urbain, contrairement aux voitures conventionnelles. En outre, la voiture hybride est plus silencieuse et peut offrir une autonomie plus importante. Cependant, les premiers modèles coûtent encore assez chers car la technologie est plus complexe, mais la réussite commerciale de la Toyota Prius laisse penser que le coût peut atteindre un niveau compétitif.

Identifier et réparer les voitures les plus polluantes

Depuis plus de cinq ans le Pr Stedman et coll. [39] mènent une campagne de mesures in situ qui montre que la plupart de la pollution automobile provient d'une minorité de voitures mal réglées. Leur dispositif de mesure utilise un rayon laser qui traverse les gaz d'échappement des voitures qui passent ; il est portable et s'installe facilement au bord d'une route (et une caméra photographie la plaque d'immatriculation). Les résultats de cette campagne de mesures sur des millions de véhicules, couvrant de nombreux sites dans un grand nombre de pays, y compris la France, sont disponibles à l'adresse web suivante : www.feat.biochem.du.edu. Partout le même phénomène est constaté : une minorité de voitures contribue à la majorité de la pollution.

Un résultat typique est présenté dans la figure 5, p. 86, illustrant la répartition des émissions de NO_x. Environ 10 % des voitures contribuent à environ 75 % du total de ces émissions. Et ce ne sont pas seulement les vieilles voitures, car la distribution a le même profil parmi les modèles les plus récents. En fait, la figure 5 montre la distribution des voitures, millésime 1999, mesurées à Los Angeles (où les normes d'émissions sont comparables à EURO2). Il est intéressant de noter qu'un taux élevé d'émission d'un polluant n'implique pas que la voiture émet trop des autres polluants : le coefficient de corrélation entre différents polluants est faible.

Une campagne de mesures in situ permet d'identifier avec précision les plus grands pollueurs et de les obliger à mieux régler leur système de dépollution. Une telle approche serait beaucoup plus efficace et coûterait beaucoup moins cher par kg de polluant évité qu'une mesure pendant le contrôle technique habituel (qui en France ne couvre pas les NO_x, COV et PM) [35].

Conclusion

Ce travail amène l'auteur aux conclusions suivantes :

1. Le coût des dommages de la pollution des voitures est important, surtout pour les anciennes, et

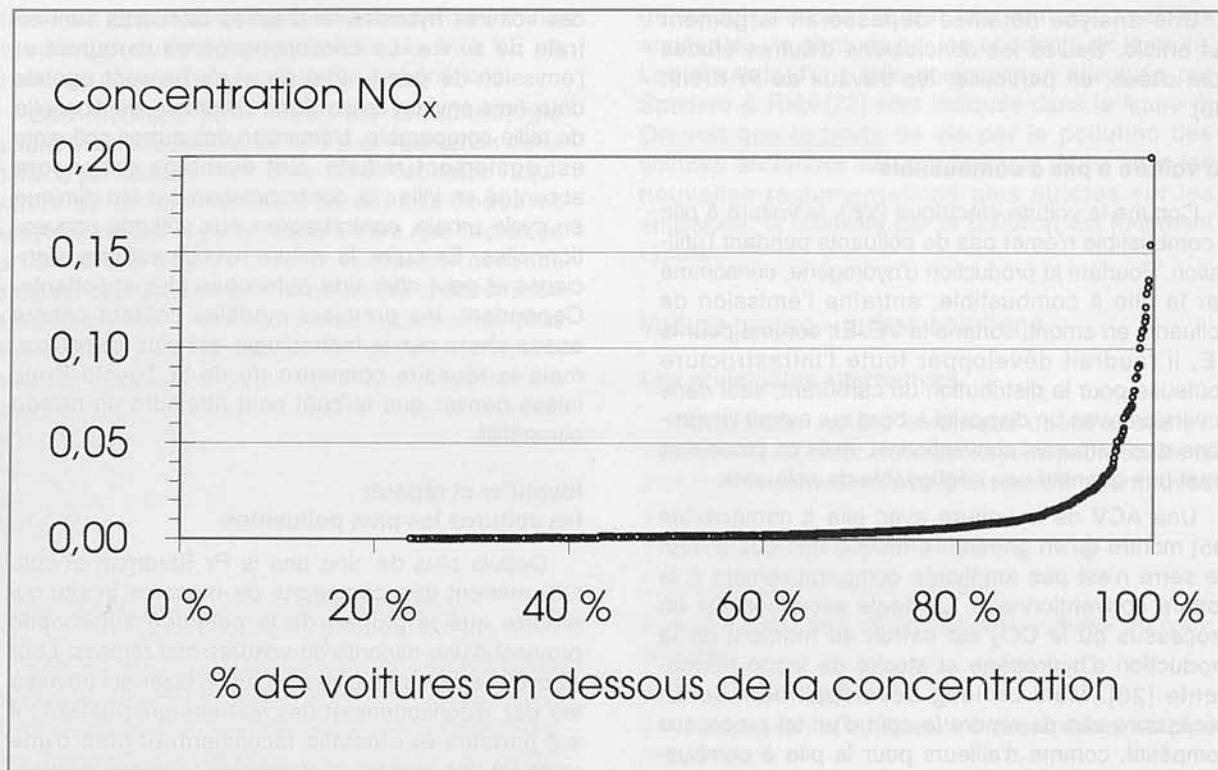


Figure 5.

Répartition des émissions de NO_x par les voitures millésime 1999 à Los Angeles, mesurées in situ sur la rampe d'accès d'une autoroute (moteur chaud). Élaboré à partir des données de Bishop, Pokharel, Stedman [39].

Distribution of NO_x emissions by cars of model year 1999 in Los Angeles, measured while driving on the entrance ramp of a highway (motor hot). Based on data of Bishop, Pokharel, Stedman [39].

pour une conduite à Paris où le coût par kg des polluants primaires (PM, benzène...) est environ 100 fois plus élevé qu'en rase campagne (pour les polluants secondaires, cette variation avec le site d'émission est faible). Par exemple : pour des voitures à essence construites avant 1996 et des voitures diesel EURO3 (applicable à partir de 2000) le coût des dommages par km à Paris est du même ordre de grandeur que le prix du carburant.

2. Grâce aux progrès technologiques, une amélioration continue et impressionnante de la performance environnementale des voitures conventionnelles apparaît. Le coût des dommages des nouvelles voitures conventionnelles sera beaucoup plus faible.

3. Même à Paris (où l'avantage environnemental de la VE est plus important que partout ailleurs dans le monde) la prise en compte des coûts environnementaux ne donne pas à la VE un avantage absolu. Plus précisément en termes de coûts et de bénéfices sociaux la VE est plus chère qu'une voiture à essence. Bien que la VE soit moins chère que la voiture diesel actuelle, cet avantage risque de disparaître face au filtre à particules.

4. La comparaison de la VE avec les voitures conventionnelles est très sensible aux hypothèses sur les technologies et leurs coûts. Il y a un progrès important et continu, à la fois dans le développement des batteries et dans la réduction des polluants émis

par les voitures conventionnelles. Par exemple, une rupture dans la technologie des batteries pourrait donner l'avantage à la VE.

5. Du point de vue du coût des dommages, la voiture avec pile à combustible est comme la VE : pas de pollution pendant l'utilisation, mais le bilan total dépend de la façon de produire l'hydrogène. Actuellement la technologie n'est pas assez développée pour permettre une analyse coûts-bénéfices.

6. Pour les prochaines années, la voiture hybride semble une excellente solution car c'est une technologie assez mûre qui réduit considérablement l'impact environnemental sans nécessiter un changement d'infrastructure.

7. Afin de réduire la pollution automobile, l'approche la plus efficace et la moins chère est probablement un système de mesure des émissions in situ qui permet d'identifier et de réparer les voitures les plus polluantes.

Remerciements

Ce travail a été financé en partie par le projet ExterneE de la CE et par le programme PRIMEQUAL du ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Les commentaires du comité de lecture ont été appréciés.

Mots clés

Analyse du cycle de vie. Analyse des « impact pathways ». Coût social. Coûts externes. Impacts environnementaux. Impacts sanitaires. Évaluation monétaire. Pollution automobile.

Keywords

Life cycle assessment. Impact pathways analysis. Social cost. External cost. Environmental impacts. Health impacts. Monetary valuation. Automotive air pollution.

Références

- Les publications de l'auteur sont disponibles sur le site web
<http://www-cenerg.enscm.fr/english/themes/indeximpac.html>
1. Ontario Hydro. Full Cost Accounting for Decision Making. Toronto : Ontario Hydro, 700 University Ave. H18 J18 Toronto, Ontario. December 1993.
 2. Rowe RD, Lang CM, Chestnut LG, Latimer D, Rae D, Bernow SM, White D. The New York Electricity Externality Study. Oceana Publications, Dobbs Ferry, NY, 1995.
 3. ExternE. ExternE 1995 : Externalities of Energy. Vol. 1 : Summary ; Vol. 2 : Methodology ; Vol. 3 : Coal and Lignite ; Vol. 5 : Nuclear. ISBN 92-827-5210-0. Published by the European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. L-2920 Luxembourg 1995.
 4. ExternE 1998. ExternE : Externalities of Energy. Vol. 7 : Methodology 1998 Update (EUR 19083) ; Vol. 8 : Global Warming (EUR 18836) ; Vol. 9 : Fuel Cycles for Emerging and End-Use Technologies, Transport and Waste (EUR 18887) ; Vol. 10 : National Implementation (EUR 18528). Published by the European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. Office for Official Publications of the European Communities, L-2920 Luxembourg 1998. Results are also available at <http://ExternE.jrc.es/publica.html>
 5. Pope CA, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. *Am J Resp Crit Care Med* 1995 ; 151 : 669-74.
 6. ExternE 2000. External Costs of Energy Conversion – Improvement of the ExternE Methodology And Assessment Of Energy-Related Transport Externalities. Final Report for Contract JOS3-CT97-0015, EC Directorate General for Research. P. Bickel et al., IER, Universität Stuttgart 2000.
 7. MIT. On the Road in 2020 : A life-cycle analysis of new automobile technologies. Weiss MA, Heywood JB, Drake EM, A Schafer A, AuYeung FF. Energy Laboratory Report MIT EL 00-003. Energy Laboratory, Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, Massachusetts 02139-4307, 2000.
 8. Ollivier C. Analyse du cycle de vie des batteries nickel-cadmium pour véhicule électrique (Life cycle analysis of Nickel-Cadmium batteries for electric vehicles). EDF rapport HE-51/96/028/A et Annexes, 1996. Some of the results are available at <http://www.edf.fr/der/html/actu/faitsmarquants/page29.fr.htm>
 9. Lewis CA, Gover MP. Life-Cycle Analysis of Motor Fuel Emissions. European Commission, Directorate General for Transport. Proceedings of the workshop Estimation of pollutant emissions from transport, European Commission Directorate General for Transport COST 319, 27-28 November 1995 at Université Libre de Bruxelles, Belgium, 1995.
 10. Rabl A. Combien vaut l'air propre ? – How much is clean air worth ? Pollution Atmosphérique, Special bilingual issue, A Rabl, guest editor. Paris, December 2001.

11. Vossiniotis G, Arabatzis G, Assimacopoulos D. Description of ROADPOL : A Gaussian Dispersion Model for Line Sources. Program manual, Natl Tech Univ Athens, Greece : 22 p.
12. Simpson D. Photochemical model calculations over Europe for two extended summer periods : 1985 and 1989. Model results and comparison with observations. *Atmos Environ* 1993 ; 27A : 921-43.
13. IPCC. Climate Change 1995 : Economic and Social Dimensions of Climate Change. Bruce JP, Lee H, Haites EF (eds). Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge 1995, UK.
14. Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, Thurston GD. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long term exposure to fine particulate air pollution. *J Am Med Assoc* 2002 ; 287 (9) : 1132-41.
15. Seinfeld JH, Pandis SN. Atmospheric chemistry and physics : from air pollution to climate change. John Wiley and Sons. New York, 1998.
16. Curtiss PS, Rabl A. Impacts of air pollution : general relationships and site dependence. *Atmos Environ* 1996 ; 30 (19) : 3331-47.
17. Derwent RG, Nodop K. Long range transport and deposition of acidic nitrogen species in North-West Europe. *Nature* 1986 ; 324 : 356-8.
18. Krewitt W, Trukenmueller A, Mayerhofer P, Friedrich R. ECOSENSE – an Integrated Tool for Environmental Impact Analysis. In : Kremers H, Pillmann W (eds). Space and Time in Environmental Information Systems. Umwelt-Informatik aktuell, Band 7. Metropolis-Verlag, Marburg, Germany, 1995.
19. Brode RW, Wang JF. User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Models Volumes I-III. EPA-450/4-92-008a, EPA-450/4-92-008b, EPA-450/4-92-008c, US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711, 1992.
20. Sandnes H. Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe. EMEP/MSC-W Report 1/93. July 1993. Norwegian Meteorological Institute, PO Box 43, Blindern, N-0313 Oslo 3, Norway 1993.
21. Rabl A, Spadaro JV. Environmental Damages and Costs : an Analysis of Uncertainties. *Environment International* 1999 ; 25 : 29-46.
22. Spadaro JV, Rabl A. Damage Costs due to Automotive Air Pollution and the Influence of Street Canyons. *Atmos Environ* 2001 ; 35 (28) : 4763-75.
23. Katsouyanni K, Touloumi G, Samoli E, Gryparis A, Le Tertre A, Monopoli Y, Rossi G, Zmirou D, Ballester F, Boumghar A, Anderson HR, Wojtyniak B, Paldy A, Braunstein R, Pekkanen J, Schindler C, Schwartz J. Confounding and effect modification in the short-term effects of ambient particles on total mortality : results from 29 European cities within the APHEA2 project. *Epidemiology* 2001 ; 12 (5) : 521-31.
24. ERPURS. Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé (Analysis of short term correlations between air pollution and health). Évaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé. Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, 21-23 rue Miollis, F-75015 Paris 1997.
25. Wilson R, Spengler JD (eds). Particles in our Air : Concentrations and Health Effects. Harvard University Press, Cambridge, MA 1996.
26. Krewski D, Burnett R, Goldberg M, Hoover K, Siemiatycki J, Jerrett M, Abrahamowicz M, White W. Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality. Health Effects Institute. Cambridge, MA, 2000. Available at <http://www.healtheffects.org/>
27. Rabl A. Interpretation of Air Pollution Mortality : Number of Deaths or Years of Life Lost ? *J Air and Waste Manage* 2002, *In press*.
28. Mitchell RC, Carson RT. Using Surveys to Value Public Goods : the Contingent Valuation Method. Resources for the Future. Washington, DC 1989.
29. Joumard R, Vidon R, Paturel L, Pruvost C, Tassel P, De Soete G, Saber AI. Évolution des émissions de polluants des voitures particulières lors du départ moteur froid (Evolution of pollutant emissions from cars, beginning with cold start). Report INRETS no 197. Bron, France 1995.
30. Spadaro JV, Rabl A, Jourdain E, Coussy P. External Costs of Air Pollution : Case Study and Results for Transport Between Paris and Lyon. *International J of Vehicle Design* 1998 ; 20 : 274-82.

31. MEET. MEET Methodology for calculating transport emissions and energy consumption. COST 319, Estimation of pollutant emissions from transport, European Commission, Directorate General Transport, Brussels 1999. Available at <http://www.inrets.fr/infos/cost319/#7.1>
32. CERTU. Pollutions atmosphériques et circulation routière : Données de base (Air pollution and road traffic : basic data). Dossier du CERTU no 74, novembre 1997. Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement. Paris, France 1997.
33. CONCAWE. A study of the number, size & mass of exhaust particles emitted from European diesel and Essence vehicles under steady state and European driving cycle conditions. Report No. 98/51. CONCAWE (the oil companies' European organization for environment, health and safety), Madouplein 1, B-1210 Brussels 1998.
34. Tugayé Y. Véhicules électriques et hybrides : quelles perspectives pour le futur ? Note No 6 du Centre de Prospective et de Veille Scientifique. Direction de la Recherche. Ministère de l'Équipement, des Transports et du Logement, 1998.
35. Kreith F, West RE, Isler B. Legislative and Technical Perspectives for Advanced Ground Transportation Systems. Transportation Quarterly, 2001, *In press*.
36. Socolow RH. Fuels Decarbonization and Carbon Sequestration : Report of a Workshop by Socolow RH (ed), Ogden J, Williams RH, Sean O'Brien, and other members of the Report Committee. Report of the Workshop on Technological Opportunities for Fuels Decarbonization and Carbon Sequestration, sponsored by the US Department of Energy, Washington, DC, 28-29 July 1997. PU/CEES Report No. 302, Center for Energy and Environmental Studies, Princeton University, Princeton, NJ 1997. Available at <http://www.princeton.edu/~cees/energy/>
37. AutoOil 1996. The European AutoOil Programme. Report XI/361/96. Directorate General for Industry ; Energy ; and Environment of the EC.
38. Kreith F, Potestio DS, Kimbell C. Ground Transportation for the 21st Century. ASME Press, 3 Park Ave, New York, NY 10016, 1999.
39. Bishop GA, Pokharel SS, Stedman DH. On-Road Remote Sensing of Automobile. Department of Chemistry and Biochemistry, University of Denver 2000, Denver, CO 80208. Available at www.feet.biochem.du.edu

