Le coût de la pollution de l'air

IMPACTS SANITAIRES DU TRANSPORT ROUTIER

OCDE

Le coût de la pollution de l'air

IMPACTS SANITAIRES DU TRANSPORT ROUTIER

OCDE
DES POLITIQUES MEILLEURES
POUR UNE VIE MEILLEURE

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

Ce document et toute carte qu'il peut comprendre sont sans préjudice du statut de tout territoire, de la souveraineté s'exerçant sur ce dernier, du tracé des frontières et limites internationales, et du nom de tout territoire, ville ou région.

Merci de citer cet ouvrage comme suit :
OCDE (2014), *Le coût de la pollution de l'air : Impacts sanitaires du transport routier*, Éditions OCDE.
http://dx.doi.org/10.1787/9789264220522-fr

ISBN 978-92-64-22051-5 (imprimé)
ISBN 978-92-64-22052-2 (PDF)

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

Crédits photo : Couverture © Paul Maguire – Fotolia.com, © Graphies.thèque – Fotolia.com, © Ihnatovich Maryia/Shutterstock.com.

Les corrigenda des publications de l'OCDE sont disponibles sur : *www.oecd.org/editions/corrigenda*.

© OCDE 2014

Vous êtes autorisés à copier, télécharger ou imprimer du contenu OCDE pour votre utilisation personnelle. Vous pouvez inclure des extraits des publications, des bases de données et produits multimédia de l'OCDE dans vos documents, présentations, blogs, sites Internet et matériel d'enseignement, sous réserve de faire mention de la source OCDE et du copyright. Les demandes pour usage public ou commercial ou de traduction devront être adressées à *rights@oecd.org*. Les demandes d'autorisation de photocopier une partie de ce contenu à des fins publiques ou commerciales peuvent être obtenues auprès du Copyright Clearance Center (CCC) *info@copyright.com* ou du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC) *contact@cfcopies.com*.

Préface

La pollution atmosphérique locale et les problèmes sanitaires qu'elle provoque a suscité une attention accrue dans de nombreuses régions du monde, souvent à la suite d'incidents survenus dans de grandes métropoles. Toutefois, les éléments factuels, qui se sont considérablement étoffés ces dernières années, démontrent désormais que les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique locale, imputable notamment au transport routier, sont beaucoup plus importants qu'on ne le pensait jusqu'à présent. En s'appuyant sur ce socle de données renforcé, la présente étude vise à évaluer le coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier – à l'échelle mondiale, mais en faisant également référence aux cas de la République populaire de Chine, de l'Inde ainsi qu'aux pays membres de l'OCDE.

Une fois terminée la préparation de ce livre, l'Organisation mondiale de la santé a publié de nouvelles informations indiquant que la pollution atmosphérique extérieure a été à l'origine de 3.7 millions de décès dans le monde en 2012, soit une nouvelle hausse par rapport au nombre de 3.4 millions de décès en 2010 sur lequel se fonde la présente étude.

Cet ouvrage a été préparé par le Dr. Rana Roy, qui souhaite saluer le précieux concours apporté par M. Stuart Baird à ses recherches. Jenny Calder, du Secrétariat de l'OCDE, a contribué à la préparation du manuscrit final, et Nils Axel Braathen, du Secrétariat de l'OCDE, a supervisé la mise en œuvre du projet.

Table des matières

Liste des abréviations 9

Résumé 11

Chapitre 1. **Définir le coût économique des impacts sanitaires** 15
1.1. Mortalité : la valeur d'une vie statistique 17
1.2. Morbidité : à la recherche d'une méthode standard 20
1.3. La mortalité a des coûts plus élevés que la morbidité 25
Notes 28
Bibliographie 28

Chapitre 2. **Réexamen/nouveaux calculs des données du coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier** 31
2.1. Amélioration des données ou évolution réelle des effets et des coûts ? 32
2.2. Pollution atmosphérique due au transport routier 40
2.3. Impacts sanitaires de la pollution de l'air 45
2.4. Coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air 57
2.5. Part du coût économique imputable au transport routier 67
Notes 71
Bibliographie 72

Chapitre 3. **Atténuer les impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier : nouveau regard sur l'analyse** 79
Bibliographie 85

Tableaux

1.1. Analyse coûts-avantages (ACA) du Programme CAFE, avec et sans CAP 26
1.2. Analyse coûts-avantages (ACA) de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique, mortalité exprimée en VOLY et en VVS 26
2.1. Classement de certains facteurs de risque en fonction de la charge de morbidité qui leur est imputable en 1990 et 2010 36
2.2. Classement de certains facteurs de risque en fonction de la charge de morbidité qui leur est imputable dans quelques régions en 2010 36

2.3. Décès, AVP et AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en 2005 et 2010Total à l'échelle mondiale 48
2.4. Décès dus à la pollution de l'air dans les pays de l'OCDE 50
2.5. AVP imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010 51
2.6. AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010 53
2.7. Décès dus à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010. 54
2.8. AVP imputables à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010 54
2.9. AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010 54
2.10. Décès dus à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010 55
2.11. AVP imputables à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010 55
2.12. AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010 56
2.13. Coût économique des décès imputables à la pollution de l'air ambiant pour chaque pays de l'OCDE en 2005 et 2010 . . 63
2.14. Estimation indicative du coût économique total des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010 64
2.15. Coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010 65
2.16. Estimation indicative du coût économique total des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, en Chine, en 2005 et 2010 65
2.17. Coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant en Inde, en 2005 et 2010 66
2.18. Estimation indicative du coût économique total des effets sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, en Inde, en 2005 et 2010 67
2.19. Estimation indicative de la part, imputable au transport routier, du coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant dans l'UE24 en 2010 69
2.20. Estimation indicative de la part, imputable au transport routier, du coût économique des impacts sanitaires dus à la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, UE24 en 2010 . . 69
2.21. Estimation indicative du coût économique de la mortalité due à la pollution de l'air ambiant imputable au transport routier dans les pays de l'OCDE en 2010 70

2.22. Estimation indicative du coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant due au transport routier, coût de la morbidité compris dans les pays de l'OCDE en 2010 . 70
3.1. ACA de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique, gains nets et rapport avantages/coûts 81
3.2. Rapport des recettes aux coûts sociaux marginaux dans les domaines du transport automobile, du transport par bus et du transport ferroviaire en Grande-Bretagne 83

Graphiques

2.1. Estimations du nombre de décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules 34
2.2. Le coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique due au transport routier : les trois séquences de l'enchaînement 38
2.3. Le coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique due au transport routier : les trois bases de données 38
2.4. Décès dus à la pollution de l'air ambiant 48
2.5. Décès imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE, en Chine et en Inde, par million d'habitants, en 2005 et 2010 57
3.1. ACA de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique ; coûts et avantages. 81

Suivez les publications de l'OCDE sur :

http://twitter.com/OECD_Pubs

http://www.facebook.com/OECDPublications

http://www.linkedin.com/groups/OECD-Publications-4645871

http://www.youtube.com/oecdilibrary

http://www.oecd.org/oecddirect/

Ce livre contient des...

StatLinks

Accédez aux fichiers Excel® à partir des livres imprimés !

En bas des tableaux ou graphiques de cet ouvrage, vous trouverez des *StatLinks*. Pour télécharger le fichier Excel® correspondant, il vous suffit de retranscrire dans votre navigateur Internet le lien commençant par : *http://dx.doi.org*, ou de cliquer sur le lien depuis la version PDF de l'ouvrage.

© OCDE 2014

Liste des abréviations

AQG	*Air Quality Guidelines* (valeurs guides pour la qualité de l'air)
ACA	Analyse coûts-avantages
AEE	Agence européenne pour l'environnement
AVCI	Années de vie corrigées du facteur invalidité
AVCQ	Années de vie corrigées de la qualité
AVP	Années de vie perdues
CAFE	Programme « Air pur pour l'Europe »
CAP	Consentement à payer
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CSE	Centre for Science and Environment
DKK	Couronne danoise
ESCAPE	*European Study of Cohorts for Air Pollution Effects* (Étude européenne de cohortes sur les effets de la pollution atmosphérique)
EUR	Euro
GBD	*Global Burden of Disease* (Charge mondiale de morbidité)
HEAT	*Health economic assessment tool* (outil économique d'évaluation des effets sanitaires)
HEI	Health Effects Institute
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
IPC	Indice des prix à la consommation
MIT	Massachusetts Institute of Technology
MTFR	*Maximum technical feasible reduction* (réduction maximale techniquement faisable)
NO_x	Oxydes d'azote
OMS	Organisation mondiale de la santé
PIB	Produit intérieur brut
PM	*Particulate matter* (particules)
PPA	Parité de pouvoir d'achat
RU	Royaume-Uni
STPA	Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique
UE	Union européenne
US EPA	Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis
USD	Dollar des États-Unis

VA_a	Valeur actuelle des avantages
VA_c	Valeur actuelle des coûts
VAN	Valeur actuelle nette
VAV	Valeur d'une année de vie statistique
VOLY	*Value of a life year lost* (valeur d'une année de vie perdue)
VVS	Valeur d'une vie statistique

© OCDE 2014

Résumé

La pollution de l'air extérieur tue plus de trois millions de personnes dans le monde chaque année, et elle est à l'origine de problèmes de santé, allant de l'asthme aux maladies cardio-vasculaires chez un plus grand nombre de personnes encore. Pour les pays de l'OCDE, ainsi que pour la République populaire de Chine (ci-après « Chine ») et l'Inde, le coût de ces impacts est estimé à 3 500 milliards USD par an en termes de mortalité et de morbidité, et la tendance est à la hausse. Mais, dans ce coût, quelle est la proportion de décès et de problèmes sanitaires imputables à la pollution générée par les automobiles, camions et motos qui circulent sur les routes ? Les premières données indiquent que, dans la zone de l'OCDE, près de la moitié des 1 700 milliards USD que coûtent au total les impacts sanitaires de la pollution de l'air est probablement à mettre au compte du transport routier.

Ces dernières années, la pollution atmosphérique a reculé dans les pays de l'OCDE, grâce aux dispositifs antipollution installés sur les véhicules, mais elle a augmenté en Chine et en Inde où le renforcement des limites d'émission n'a pas suffi à compenser la croissance rapide du trafic routier. Le passage aux véhicules diesel plus polluants dans nombre de pays, dans le cadre de politiques destinées à lutter contre le changement climatique, a aussi accentué les effets de la pollution, ce qui pourrait mettre un coup d'arrêt à la tendance à la baisse des émissions des transports routiers dans la zone de l'OCDE.

Pendant les cinq années allant de 2005 à 2010, le nombre de décès prématurés liés à la pollution de l'air extérieur a enregistré une hausse générale d'environ 4 % à l'échelle mondiale, la baisse constatée dans la zone de l'OCDE étant annulée par la forte détérioration des chiffres dans le reste du monde.

Ces chiffres, obtenus à l'aide des nouvelles technologies de mesure de la pollution et grâce à une analyse affinée des données sanitaires, sont bien supérieurs à ceux des études précédentes de la mortalité prématurée et de la morbidité liées à la pollution de l'air. Le calcul du coût économique de ces impacts sanitaires et de la part imputable à la pollution atmosphérique due aux transports routiers, nécessite d'estimer le nombre d'années de vie perdues (AVP) ou de la qualité de vie perdue en cas de morbidité. Il existe une méthode standard pour calculer le coût de la mortalité, mais il n'en existe pas

pour la morbidité. Dans la présente analyse, le coût de la mortalité est donc majoré de 10 % pour tenir compte de la morbidité, ce coût supplémentaire étant calculé sur la base des meilleures données disponibles dans les dernières études.

Il est désormais possible de procéder à un calcul plus fin des impacts sanitaires de la pollution de l'air ainsi que de leur coût économique. La méthodologie existante et les données obtenues indiquent que, dans la zone de l'OCDE, environ 50 % de coût économique est imputable au transport routier : toutefois, les travaux devront être poursuivis de façon à obtenir une estimation robuste de la part qui lui revient.

Principaux résultats

- Dans la zone de l'OCDE, le nombre de décès imputable à la pollution de l'air extérieur a baissé d'environ 4 % entre 2005 et 2010, le nombre d'AVP reculant davantage encore. Mais si, sur 34 pays de l'OCDE, 20 ont enregistré des progrès, tel n'a pas été le cas pour 14 d'entre eux.
- En Chine, le nombre de décès imputables à la pollution de l'air extérieur a augmenté d'environ 5 %, même si le nombre d'AVP ne s'est accru que de 0.5 % environ. Ce pays a sans doute réussi à ralentir la progression des effets de la pollution de l'air sur la santé, car une réduction de l'exposition à la pollution a davantage d'incidence sur les AVP que sur le nombre de décès.
- L'Inde a enregistré une augmentation d'environ 12 % du nombre de décès et d'environ 3 % du nombre d'années de vie perdues. Même si, en Inde, le nombre de décès est à peine supérieur à la moitié de celui enregistré en Chine, la tendance à la hausse s'y accélère cependant.
- Le coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air extérieur dans la zone de l'OCDE, en termes de mortalité comme de morbidité, s'est élevé à environ 1 700 milliards USD en 2010. Les données disponibles indiquent que les transports routiers représentent environ 50 % de ce coût, soit près de 1 000 milliards USD.
- D'après la meilleure estimation disponible, le coût économique total des effets sanitaires de la pollution atmosphérique en Inde et en Chine est supérieur à celui de la zone de l'OCDE – environ 1 400 milliards USD en Chine et environ 500 milliards en Inde en 2010. Les données dont on dispose ne permettent pas d'estimer la part qui revient au transport routier dans ce total, mais même si celle-ci est inférieure à la moitié, elle représente néanmoins une lourde charge.

Principales recommandations

- Pour être valide, le calcul du *coût économique* des effets sanitaires doit reposer sur les principes premiers de la science économique. Il s'ensuit qu'il faut *continuer* à utiliser la méthode standard pour calculer le coût de la mortalité : la valeur de la vie statistique (VVS) obtenue à partir de l'évaluation du consentement des individus à payer pour réduire le risque de décès.
- Des estimations indicatives suggèrent que la morbidité majorerait de 10 % le coût de la mortalité, mais les travaux doivent être poursuivis en vue de mettre au point une méthode standard de calcul du coût de la morbidité conforme à celle existant pour le coût de la mortalité.
- Pour être valide, le calcul du coût économique des *impacts sanitaires de la pollution de l'air* doit reposer sur les nouvelles données épidémiologiques que les innovations récentes en matière de contrôle et de modélisation ont permis d'obtenir.
- Pour être valide, le calcul du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique *imputable au transport routier* doit reposer sur des données sectorielles compatibles avec les nouvelles données épidémiologiques. À cette fin, il est nécessaire de renouveler ces données sectorielles. Dans l'intervalle, il n'est possible de donner que des estimations indicatives de la part imputable au transport routier dans le coût total.
- Les pouvoirs publics doivent appliquer des régimes réglementaires solides, notamment des normes strictes en ce qui concerne les véhicules. Compte tenu du coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air, les avantages d'une réduction de ce coût n'auront aucun mal à compenser le coût monétaire des investissements dans des programmes de lutte antipollution plus ambitieux.
- Les pouvoirs publics devraient aussi repenser leur approche de l'évaluation de leurs décisions stratégiques, comme celle concernant les dispositifs réglementaires et fiscaux qui ont facilité le passage au diesel. Il convient aussi de se demander pourquoi les processus d'évaluation n'ont pas réussi jusqu'à présent à faire passer toute une série de propositions de mesures – par exemple liées au transport public – qui auraient pu réduire la pollution atmosphérique, et comment remédier à cette situation à l'avenir.

© OCDE 2014

Chapitre 1

Définir le coût économique des impacts sanitaires

Ce chapitre commence par rappeler les principes premiers de la science économique, en expliquant ce qu'on entend par « valeur » de la vie et de la santé et, donc, par « coût » de la mortalité et de la morbidité. Il indique qu'il existe une méthode standard pour mesurer le coût de la mortalité : la « valeur d'une vie statistique » (VVS). Si les travaux doivent être poursuivis en vue de mettre au point une méthode standard pour calculer le coût de la morbidité, il est possible cependant de recourir à une estimation indicative du coût additionnel imposé par la morbidité, dérivé des meilleures données disponibles.

Le présent rapport porte sur le coût économique des effets sur la santé de la pollution atmosphérique due au transport routier à l'échelle mondiale, et met plus particulièrement l'accent sur la République populaire de Chine (ci-après « Chine »), l'Inde et la zone de l'OCDE.

Tout rapport consacré au « coût économique » des effets sur la santé humaine de la pollution atmosphérique ou de tout autre phénomène doit, dès lors qu'il repose sur une estimation de la « valeur » de la vie et de la santé, expliquer le plus clairement possible ce que désignent précisément les termes « valeur » et « coût ». Il s'agit là d'une démarche importante, tant il est fréquent que ces termes soient mal compris.

L'idée que la richesse du monde dépend de l'or (ou de l'argent sous toute autre forme) qu'il possède (« l'illusion chrysohédoniste ») n'a pas encore totalement disparu. Bien que les travaux fondateurs de la science économique du milieu du dix-huitième siècle jusqu'à aujourd'hui rejettent explicitement cette théorie[1], aujourd'hui encore, alors que la monnaie fiduciaire a remplacé l'or depuis longtemps, on pense encore trop souvent que lorsqu'ils parlent de « valeur » ou de « coût », les économistes parlent en réalité d'une certaine quantité de monnaie.

Il est donc opportun de commencer par rappeler qu'il n'en va pas ainsi, à savoir que la monnaie n'est pas ce que l'on mesure mais l'instrument de mesure utilisé. À l'évidence, la monnaie, lorsqu'elle existe, remplit plusieurs fonctions, dont les différentes écoles de pensée économique ont des visions différentes. Toutefois, dans le cadre de la présente analyse et malgré ces conceptions par ailleurs opposées, tous les économistes peuvent s'entendre sur le fait que la monnaie joue ici simplement le rôle d'unité de compte commune, constituant ainsi un instrument imparfait utilisé pour mesurer certains phénomènes non monétaires, c'est-à-dire les divers éléments auxquels nous accordons, en notre qualité d'individus, de la « valeur » au sens courant du terme[2].

Il reste donc à déterminer quels sont ces éléments auxquels, en tant qu'individus, nous accordons de la valeur et que les économistes, en tant qu'observateurs, cherchent à mesurer. Parmi ces éléments figurent :

- la consommation – et, avec elle, le sacrifice de certains biens de consommation pour en obtenir d'autres, y compris le renoncement à la consommation immédiate lorsque l'on investit pour pouvoir consommer davantage à l'avenir ;

- les loisirs – et le renoncement à certains loisirs pour travailler et pouvoir ainsi consommer ;
- la santé – et le renoncement à une partie de la consommation pour être en bonne santé ;
- la vie – et le renoncement à une partie de la consommation pour la préserver.

Envisagée ici dans son sens technique, la « valeur » – ou « utilité » – permet simplement de mesurer ces éléments auxquels nous accordons tous de la valeur au sens classique du terme ; de même, le « coût » permet de mesurer la perte de ces éléments, que cette perte soit une perte sèche ou un moyen d'obtenir d'autres éléments de valeur. La tâche de l'économiste consiste alors à *agréger* ces millions d'estimations individuelles au niveau de la collectivité en tenant compte de leur *taux marginal de substitution*.

1.1. Mortalité : la valeur d'une vie statistique

Dans le cas de la mortalité, qui est l'impact ultime sur la santé, il existe actuellement en économie une *méthode standard*, singulière et ingénieuse, pour mesurer le coût de la mortalité due à une cause donnée. Elle consiste à mesurer la perte de ce à quoi on accorde de la valeur, en l'occurrence la vie, au niveau de la collectivité. On calcule ainsi la « valeur d'une vie statistique » (VVS), à partir de l'évaluation agrégée du consentement des individus à payer (CAP) pour obtenir une réduction marginale du risque de décès prématuré.

OCDE (2012) décrit la méthode utilisée pour calculer la VVS à partir d'une enquête sur le CAP :

> L'enquête révèle un CAP moyen de 30 USD pour ramener le risque annuel de décès du fait de la pollution atmosphérique de 3 pour 100 000 à 2 pour 100 000, ce qui signifie qu'une personne consent à payer 30 USD pour bénéficier de cette réduction de risque de 1 pour 100 000. Dans cet exemple, pour chaque groupe de 100 000 personnes, cette réduction du risque évite 1 décès. Si l'on fait la somme des CAP individuels de 30 USD des 100 000 personnes considérées, on obtient la VVS – 3 millions USD. À noter que la VVS n'est pas la valeur de la vie d'une personne déterminée, mais la somme des valeurs attribuées par chaque individu à une petite modification du risque de mortalité (OCDE, 2012).

Par conséquent, le coût économique de l'impact étudié est égal à l'estimation de la VVS multipliée par le nombre de décès prématurés, et le gain économique d'une action destinée à atténuer cet impact est égal à la même estimation de la VVS multipliée par le nombre de vies sauvées.

De surcroît, grâce aux nombreux travaux de recherche conduits par l'OCDE (OCDE, 2012 ; Biausque, 2010 ; Braathen, 2012 ; Hunt et Ferguson, 2010 ; Hunt, 2011), dont une méta-analyse rigoureuse d'études consacrées à la VVS

(OCDE, 2012), les chercheurs et les responsables de l'action publique disposent désormais d'une série d'estimations de la VVS recommandées par l'OCDE, comprenant actuellement 1 095 estimations établies à partir de 92 études publiées. En dollars de 2005, les estimations recommandées pour les pays de l'OCDE sont comprises entre 1.5 million USD et 4.5 millions USD, avec une valeur de référence recommandée de 3 millions USD.

Dans le présent document, nous appliquons ces estimations au problème considéré, à savoir les effets sur la santé de la pollution atmosphérique due au transport routier. Il convient néanmoins d'ajouter quelques mots sur la portée et l'objectif de la méthode standard, parce que ce qui peut ou ne peut pas être fait dans la présente analyse en dépend. En particulier, il serait insensé, voire absurde, de tenter d'utiliser la méthode standard en *association* avec d'autres méthodes de calcul du « coût » de la mortalité qui ont une portée et un objectif totalement différents.

Le raisonnement sur lequel repose la méthode standard est relativement simple et peut même, aux fins de présentation, être simplifié encore comme suit (Biausque, 2010; OCDE, 2012). Supposons que chaque individu possède une fonction d'utilité espérée (EU) reliant l'utilité de la consommation au cours d'une période donnée (U(y)) et le risque de décéder au cours de la même période (r) et prenant la forme :

$$EU(y, r) = (1-r)\ U(y).$$

Le CAP de l'individu pour conserver la même utilité espérée si le risque de décès diminue pour passer de r à r' est égal à la solution de l'équation :

$$EU(y\text{-}CAP, r') = EU(y, r).$$

La VVS correspond donc au taux marginal de substitution entre ces deux éléments, la consommation et la diminution du risque de décès :

$$VVS = \delta CAP/\delta r.$$

Pour l'heure, deux grands points méritent d'être soulignés. Premièrement, la valeur que l'on cherche à calculer à l'aide de la méthode standard est la valeur (en l'occurrence de la diminution du risque de décès) *pour l'individu*, et non, par exemple, celle des recettes différées pour l'entrepreneur ou de la hausse des dépenses de retraite pour l'État. Deuxièmement, la tâche de l'économiste consiste à agréger les estimations des *individus* en tenant compte de leur taux marginal de substitution, et non à imposer ces estimations selon une démarche descendante.

Il est utile de rappeler ici les propos de Jacques Drèze, l'auteur de la méthode standard, qui, plus de quarante ans après avoir formulé cette méthode, s'exprimait ainsi sur sa genèse dans un entretien :

> En 1960, deux ingénieurs français se sont interrogés sur le montant des investissements à réaliser pour améliorer la sécurité routière. Ils ont donc

> tenté de définir la valeur économique d'une vie sauvée. Ils ont proposé de retenir, pour mesurer cette valeur, le revenu futur d'une victime potentielle (…) et se sont heurtés à la question suivante : faut-il retrancher la valeur de la consommation future pour calculer la perte *nette* subie par la collectivité ? J'ai immédiatement compris que cette question même révélait la faille fondamentale de leur méthode, à savoir que les individus veulent survivre et consommer, non mourir de faim ! Revenant à la racine du problème, j'ai introduit une méthode aujourd'hui connue sous le nom de « méthode du consentement à payer » pour évaluer la valeur des vies humaines dans les analyses relatives à la sécurité. Combien un individu serait-il prêt à payer pour réduire le risque de décès par accident auquel il est exposé ? Il appartient à l'individu de décider de ce qu'il est prêt à payer, compte tenu de ses ressources (…) [et] de l'importance subjective qu'il attache à sa survie (…). La sécurité routière étant un bien public, les estimations du consentement individuel à payer doivent ensuite être agrégées comme dans la théorie des biens publics de Lindahl-Samuelson (Dehes, Drèze et Licandro, 2005).

Il s'ensuit que les autres méthodes de calcul du « coût » de la mortalité ne peuvent pas remplacer la méthode standard, dès lors qu'elles ne cherchent ni à estimer la valeur pour l'individu ni à calculer et agréger les estimations des individus. Il n'est pas davantage possible d'employer ces autres méthodes conjointement à la méthode standard pour obtenir des estimations composites.

Notre propos est, non pas de nier l'intérêt que les informations obtenues à l'aide de ces autres méthodes présentent pour l'élaboration des politiques publiques, mais de souligner que ces informations doivent être traitées séparément de celles obtenues au moyen de la méthode standard. Procéder autrement reviendrait pratiquement à commettre une erreur de catégorie.

Par exemple, un niveau de pollution qui entraîne des décès prématurés au sein de la population en âge de travailler a un impact sur les comptes nationaux sous forme d'une perte de production et de salaires ; la mesure de cet impact présente un intérêt pour l'analyse et la prévision des évolutions du produit intérieur brut (PIB). Toutefois, à l'évidence, un calcul qui s'arrête à l'âge de la retraite et n'attribue aucune valeur au décès d'une personne de 65 ans ne porte pas sur la même chose que la méthode standard. Il n'est donc guère surprenant que ce mode de calcul du coût de la mortalité, reposant sur ce coût pour les comptes nationaux, aboutisse à des estimations très différentes de celles obtenues avec la méthode standard[3].

De même, tenter de calculer des estimations du « CAP » et de la « VVS » à partir de « préférences révélées » plutôt que de « préférences déclarées » – par exemple en se fondant sur le montant des salaires dans les métiers

dangereux – peut permettre d'obtenir des informations intéressantes sur l'importance ou l'insuffisance du pouvoir de négociation d'un segment particulier de la population active[4]. En revanche, cette approche ne permet pas d'estimer le CAP pour réduire le risque de décès.

Comme nous le montrons *infra*, ces problèmes de compatibilité jouent également un rôle dans l'estimation de la morbidité. Cela étant, s'agissant de l'estimation de la mortalité, la conclusion est simple : la méthode standard, qui est fondée sur les principes premiers de la science économique, est suffisante pour ce que nous voulons faire et le reste peut être laissé de côté.

1.2. Morbidité : à la recherche d'une méthode standard

Il n'existe actuellement *pas* en économie de méthode standard singulière, ni même de méthode standard ingénieuse, pour mesurer le coût de la morbidité due à une cause donnée, en d'autres termes pour mesurer la perte de ce à quoi on accorde de la valeur, en l'occurrence la santé. De même, les chercheurs et les responsables de l'action publique n'ont pas à leur disposition d'estimations comme celles recommandées par l'OCDE pour mesurer les diverses morbidités associées à une cause donnée[5].

Cette situation reflète l'état et les limites de la recherche. Comme exposé *infra*, on distingue dans ce domaine deux courants de recherche : le premier, relativement bien établi, cherche à mettre au point une méthode plurielle plutôt que singulière pour calculer les divers coûts de la morbidité – mais n'est pour l'heure pas parvenu à faire émerger un consensus clair sur ce qui doit être calculé ou sur les valeurs à retenir pour le calcul. L'autre, plus récent, cherche à parvenir à une estimation composite du coût – mais est encore loin de pouvoir faire émerger un consensus sur la méthode à adopter ou sur un ensemble d'estimations à retenir pour l'ensemble des pays de l'OCDE.

Cette absence de méthode standard s'explique également par une différence fondamentale entre les deux concepts considérés. Il existe en effet, entre le « coût de la mortalité » et les « coûts de la morbidité », une différence fondamentale – ou, plus exactement, plusieurs différences fondamentales, la morbidité étant en réalité, à plusieurs égards, une notion *plurielle*.

Alors que la mortalité constitue, par nature, une conséquence singulière et bien définie, les morbidités recouvrent une *pluralité de conséquences* – et même un très large éventail de conséquences, de gravité très variable, si bien qu'il est beaucoup plus difficile d'obtenir des estimations individuelles de la CAP et de les agréger.

De surcroît, alors que le coût de la mortalité est, de manière immédiate et non conditionnelle, supporté par l'individu qui décède, la morbidité peut entraîner des coûts pour de multiples acteurs – en premier lieu l'individu

malade, mais aussi les nombreuses personnes impliquées dans l'organisation et la fourniture des soins formels et informels qui lui sont dispensés.

Enfin, l'individu subit une *perte d'utilité plurielle*, parce qu'en plus de la « douleur et de la souffrance » dues à la maladie, il subit une perte de consommation (et de loisirs) du fait qu'il doit consacrer des revenus (et du temps) à des activités destinées à « éviter » et « atténuer » les morbidités actuelles et potentielles.

Par conséquent, la morbidité entraînant une perte d'utilité pour de multiples agents et une perte d'utilité plurielle pour la personne malade, il est parfaitement légitime d'en calculer le coût de manière plurielle, c'est-à-dire en faisant la somme de composantes de coût distinctes – sans pour autant qu'il s'ensuive une remise en cause de la distinction entre le calcul économique et les autres modes de calcul, comme le calcul du coût pour les comptes nationaux, si utile pour bien comprendre la VVS.

Dans un rapport publié relativement récemment par l'OCDE, Hunt et Ferguson (2010) décrivent les différentes composantes de cette somme :

> Les coûts économiques des effets de la pollution atmosphérique sur la santé peuvent être décrits comme la somme de trois composantes distinctes :
>
> 1. *les coûts en ressources*, qui correspondent aux coûts médicaux et non médicaux directement liés au traitement du problème de santé provoqué par la pollution de l'air, auxquels s'ajoutent les dépenses d'évitement. Ces coûts recouvrent donc l'ensemble des dépenses qu'engage un individu parce qu'il doit consulter un médecin, recourir à une ambulance, acheter des médicaments et d'autres traitements, ainsi que les dépenses non médicales, par exemple celles qu'il doit engager pour faire garder ses enfants ou faire faire son ménage parce qu'il ne peut pas s'en charger lui-même ;
> 2. *les coûts d'opportunité*, qui correspondent aux coûts indirects liés à la perte de productivité et/ou de temps de loisirs imputable aux effets de la pollution sur la santé ;
> 3. *les coûts de désutilité*, qui sont liés à la douleur, à la souffrance, à la gêne et à l'inquiétude causées par la maladie (Hunt et Ferguson, 2010).

À noter que quelle que soit la manière dont elle est évaluée, la « perte de productivité » évoquée *supra* doit être entendue comme la perte de revenu et, par conséquent, de consommation que subissent la personne malade et le ménage auquel elle appartient – et non comme la perte de valeur ajoutée enregistrée dans la comptabilité de l'employeur ou dans les comptes nationaux. Il est ainsi possible de définir chacune des composantes et la

somme de ces composantes d'une manière conforme aux principes premiers de l'économie décrits dans ce chapitre.

Malheureusement, ce courant de la recherche n'est pas encore parvenu à ériger sa méthode en méthode standard, à faire émerger un consensus fort au sujet de la définition des composantes à calculer et des valeurs à retenir pour les calculer. Il lui reste plusieurs problèmes à résoudre, entre autres les problèmes suivants (Hunt et Ferguson, 2010; et Hunt, 2011) :

- la définition de conséquences distinctes – sans lesquelles les estimations de la CAP ont peu de sens, la désutilité de la douleur et de la souffrance liées à la « maladie » pouvant être très variable, de très faible à très élevée ;
- la nécessité évidente d'assurer la cohérence des méthodes employées pour estimer les différentes composantes de coût ;
- la nécessité d'éviter la double comptabilisation ;
- mais aussi, et de manière tout aussi important, la nécessité de parvenir à l'exhaustivité – en particulier d'inclure des estimations de la CAP pour la désutilité, plutôt que de ne tenir compte, dans la définition des coûts, que des « coûts en ressources » et des « coûts d'opportunité », ainsi que d'englober, dans les coûts d'opportunité, non seulement les revenus perdus mais aussi le temps de loisirs perdu, au lieu de réduire la notion de coûts d'opportunité à la notion de perte de revenu.

Il n'en reste pas moins que les travaux réalisés par ce courant de recherche reposent sur les principes premiers de l'économie et devraient, à terme, permettre d'atteindre le but visé, c'est-à-dire de définir une méthode standard pour calculer les coûts de la morbidité.

Il est en revanche plus regrettable que la recherche d'une méthode standard s'oriente vers une tout autre direction, laquelle ne permettra jamais d'aboutir à un résultat susceptible de susciter une adhésion générale. Cette direction consiste à calculer une estimation *composite* du coût de la morbidité et de la *mortalité*, en calculant le coût de la morbidité en fonction du coût de la mortalité.

Le raisonnement qui sous-tend cette méthode est le suivant. Les études épidémiologiques permettent d'estimer la mortalité en termes, non seulement de nombre de décès prématurés, mais aussi de nombre d'années de vie perdues (AVP), c'est-à-dire en corrigeant les résultats pour tenir compte de l'âge mais aussi des maladies préexistantes des personnes décédées. Ces mêmes études peuvent estimer et estiment parfois la morbidité non seulement sur la base de ses multiples conséquences, mais aussi en termes de « nombre d'années de vie corrigées de la qualité » (AVCQ), également dénommées « années de vie corrigées du facteur invalidité » (AVCI). Dans ce contexte, si les économistes pouvaient obtenir la « valeur d'une année de vie

perdue » (VOLY) – parfois dénommée « valeur d'une année de vie statistique » (VAV) –, ils pourraient calculer des estimations des AVCQ en les exprimant comme un coefficient de la VOLY – et par conséquent mesurer le « coût économique » de la morbidité en l'exprimant sous forme d'un coefficient du « coût économique » de la mortalité. Une fois ce calcul effectué, les décideurs n'auraient plus à utiliser les estimations de VVS calculées à partir des enquêtes sur le CAP pour mesurer le coût économique de la mortalité.

À supposer que cette approche repose sur des bases solides, la récente méta-analyse des études consacrées à la VVS et les travaux réalisés par l'OCDE pour établir des estimations recommandées – sans parler des plus de cinquante années de progrès accomplis par la science économique depuis les travaux fondateurs de Jacques Drèze – pourraient se révéler inutiles. Or, il existe de bonnes raisons de penser qu'elle ne repose pas sur des bases solides.

Premièrement, notons pour mémoire – comme le fait d'ailleurs l'auteur d'une étude importante réalisée il y a un certain temps déjà pour l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis (EPA) (Hubbell, 2002) –, qu'au départ, les responsables de l'action publique ont manifesté un intérêt pour l'approche reposant sur les AVCQ parce qu'ils la considéraient comme une « autre méthode, susceptible de rendre compte des effets en termes de morbidité et de perte d'espérance de vie, *sans qu'il soit nécessaire d'affecter une valeur monétaire pour calculer le total des gains* ». En outre, comme l'indiquait à l'époque le Science Advisory Board de l'EPA, si le recours aux AVCQ et, par conséquent, aux VOLY peut se justifier dans certains contextes et pour atteindre certains objectifs, « ces autres indicateurs, par exemple la VAV ou la AVCQ *ne sont pas compatibles avec la méthode standard reposant sur l'estimation de ce que chacun consent à payer pour réduire le risque de mortalité* » (Hubbell, 2002).

La nouvelle approche risque d'être contraire à la lettre comme à l'esprit de la méthode standard pour de multiples raisons, en particulier les raisons suivantes :

- Pour utile qu'elles puissent être pour les professionnels de santé, les AVCQ non valorisées en termes monétaires correspondent à l'évaluation, par ces professionnels, de problèmes de santé dont souffrent d'autres personnes – et non à des évaluations effectuées par des individus représentatifs de la population générale –, ce qui, inévitablement, est également le cas lorsqu'on le convertit en termes monétaires.
- Aujourd'hui encore, il est rare que la VOLY soit calculée à partir d'enquêtes sur le CAP (Hunt, 2011) – alors qu'il serait en principe possible de le faire –, si bien qu'elle résulte elle aussi d'estimations externes.
- Indépendamment de la manière dont elle est dérivée, la VOLY produit nécessairement des résultats qui diffèrent de, et ne sont pas compatibles avec, les résultats produits par la VVS : le coût du décès d'un groupe de

personnes d'un âge donné sera nécessairement comptabilisé comme étant moins élevé que celui du décès d'un groupe comparable mais composé de personnes plus jeunes ayant des caractéristiques identiques. Ceci s'explique par le fait que le nombre d'AVP sera moins élevé que pour le groupe composé de personnes plus jeunes.

- Converties en termes monétaires ou non, les AVCQ peuvent entraîner une « double peine ». Comme l'explique (Hubbell, 2002) : « si l'on calcule le AVCQ en fonction de la pathologie chronique sous-jacente et de l'espérance de vie, sans tenir compte du fait que la personne concernée n'aurait jamais été atteinte de cette pathologie en l'absence d'exposition prolongée à une pollution de l'air élevée, on pénalise doublement cette personne. En d'autres termes, la pollution de l'air augmente le nombre de personnes qui font partie du groupe sensible, mais on pénalise ensuite ces personnes parce que lorsque l'on évalue une intervention, on accorde une valeur inférieure à leur décès ultérieur, imputable à une exposition aiguë à la pollution. On ajoute alors l'insulte au préjudice, et on risque de sous-estimer l'importance de la perte d'espérance de vie due à la pollution atmosphérique ».
- Du fait qu'elle comptabilise les années de vie perdues, plutôt que les vies perdues, et tient compte des maladies préexistantes, la méthode qui repose sur les AVCQ et les VOLY « attribue explicitement une valeur plus faible à la réduction du risque de mortalité pour les populations plus âgées, qui ont une moindre qualité de vie » (Hubbell, 2002).

Il serait cependant dogmatique d'affirmer que la recherche d'une méthode composite échouera inévitablement à résoudre ces problèmes dans le respect des principes premiers de la science économique. Il n'en reste pas moins qu'à l'évidence, cette recherche n'a pour l'heure pas abouti et ne permet actuellement pas de définir un ensemble d'estimations compatibles avec les estimations de la VVS recommandées par l'OCDE que nous avons appliquées dans la présente analyse.

Dans ce contexte – à savoir qu'il existe une méthode standard singulière pour calculer les coûts de la mortalité, que des travaux crédibles sont en cours pour trouver une méthode plurielle de calcul des coûts de la morbidité mais n'ont pas encore abouti et que les travaux, également inachevés, consacrés à la recherche d'une méthode singulière pourraient être voués à l'échec –, nous avons décidé, dans le présent document, de nous concentrer sur notre objectif. Par conséquent, ce document porte sur les *effets* de la pollution atmosphérique en termes à la fois de mortalité et de morbidité, mais ne calcule les *coûts* que pour la mortalité, en utilisant exclusivement des estimations de la VVS recommandées par l'OCDE, et présente, uniquement à titre indicatif, des estimations provisoires des coûts supplémentaires liés à la morbidité.

Il s'ensuit que si l'OCDE et ses pays membres souhaitent calculer les coûts économiques de l'impact de la pollution atmosphérique sur la morbidité en employant la même méthode que celle utilisée ci-après pour calculer les coûts économiques de l'impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité, ils leur faut construire une base de données économiquement robuste sur la morbidité, comparable à celle construite dans OCDE (2012) pour la mortalité.

1.3. La mortalité a des coûts plus élevés que la morbidité

Comme précisé ci-après et dans le chapitre 2, les coûts de la morbidité sont élevés. Il est donc souhaitable d'obtenir des informations plus précises sur ces coûts et leurs composantes afin de mettre au point des interventions plus efficaces pour les réduire. Toutefois, les coûts de la mortalité sont nécessairement *beaucoup plus élevés*. Ainsi, tout calcul valide théoriquement des « coûts économiques » correctement définis démontre que les coûts de la mortalité représentent une part plus importante que les coûts de la morbidité du total des coûts économiques des effets sanitaires de la pollution atmosphérique.

Le dernier rapport en date de l'OCDE consacré à cet aspect résume la situation ainsi : « globalement, les coûts sanitaires sont dominés par le coût de la mortalité prématurée et il existe une différence d'ampleur très nette entre les coûts de la mortalité et ceux de la morbidité » (Hunt, 2011 et la discussion suivant tableau 2.1).

Il y a fort longtemps que cet écart a été constaté. Ainsi, Hunt (2011) cite un rapport de 1996, selon lequel les coûts de la morbidité représenteraient entre 15 et 45 % du total des coûts, à comparer avec 55 à 85 % pour les coûts de la mortalité. Selon des travaux plus récents reposant sur des valeurs plus exactes, les coûts de la mortalité représentent une part beaucoup plus élevée. Hunt (2011) cite l'étude réalisée en 2010 par l'EPA pour évaluer les gains consécutifs aux amendements apportés en 1990 à la loi sur la qualité de l'air *(Clean Air Act)*, étude dont il ressort que 93 % de ces gains sont dus à une diminution de la mortalité (Hunt, 2011, tableau 2.6).

Le meilleur moyen d'illustrer ce dernier aspect – l'attribution d'une part de plus en plus importante du total des coûts aux coûts de la mortalité – consiste à analyser un programme en particulier et son évolution. Nous présentons ci-après des données issues de Hunt et Ferguson (2010), relatives à l'une des premières itérations du Programme Air pur pour l'Europe (CAFE) et montrant les effets obtenus en introduisant, d'abord des estimations du CAP non lié à la mortalité, puis des estimations du CAP lié à la mortalité.

Lorsqu'on les évalue d'après le CAP des individus, les gains sous forme de réduction de la mortalité représentent 67 % du total général. Les valeurs du CAP représentent 72 % du reste. En d'autres termes, les coûts de la mortalité

Tableau 1.1. **Analyse coûts-avantages (ACA) du Programme CAFE, avec et sans CAP**

Gains en termes de réduction des dommages	Milliards EUR, 2005	En pourcentage du coût du programme
Coûts médicaux	0.38	
Coûts dus aux pertes de production	3.06	
Pertes de récoltes	0.33	
Matériaux	0.19	
Total	**3.96**	**56**
Introduction du CAP non lié à la mortalité		
CAP non lié à la mortalité	10.40	
Nouveau total	**14.36**	**202**
Introduction du CAP lié à la mortalité		
CAP lié à la mortalité	29.09	
Total général	**43.45**	**612**

Source : D'après Hunt, A. et J. Ferguson (2010), *A review of recent policy-relevant findings from the environmental health literature*, OCDE, Paris.

sont plus élevés que les coûts de la morbidité et les estimations de l'utilité (de la désutilité) l'emportent sur les estimations des coûts en ressources et des coûts d'opportunité.

La dernière ACA de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique (Holland, 2012), qui s'appuie sur le programme CAFE, calcule le coût de référence des dommages comme suit :

Tableau 1.2. **Analyse coûts-avantages (ACA) de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique, mortalité exprimée en VOLY et en VVS**

Impacts sanitaires de la pollution atmosphérique en 2030 – valeurs de référence	
Mortalité totale – AVP – en VOLY médiane – en % du total (avec VOLY médiane)	69
Mortalité totale – AVP – en VOLY moyenne – en % du total (avec VOLY moyenne)	84
Mortalité totale – nombre de décès – en VVS médiane – en % du total (avec VVS médiane)	83
Mortalité totale – nombre de décès – en VVS moyenne – en % du total (avec VVS moyenne)	91

Source : D'après Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC.

Dans cette étude européenne, les coûts de la mortalité calculés à l'aide de la méthode recommandée par l'OCDE (2012) – en utilisant la VVS moyenne – représentent 91 % du total des coûts, soit un pourcentage proche des 93 % du total des gains attribués à la réduction de la mortalité dans l'étude de l'EPA. De surcroît, les estimations de la VVS retenues par Holland (2012) sont antérieures à celles, plus élevées, recommandées par l'OCDE (2012). Si ces dernières avaient été utilisées, les coûts de la mortalité auraient été *supérieurs à 91 %*.

Il ressort donc des données les plus récentes que les coûts de la morbidité majorent le coût total d'environ *10 % du coût de la mortalité calculé sur la base de la VVS moyenne*. Nous retiendrons cette estimation comme estimation provisoire indicative dans les calculs présentés dans le chapitre 2.

Il n'est pas exclu que la poursuite des travaux conduits afin d'élaborer une méthode plurielle pour le calcul des coûts de la morbidité, notamment la définition d'un ensemble plus complet d'estimations du CAP, se traduise à terme par une hausse de la part des coûts imputables à la morbidité. Il n'est toutefois pas possible que cette augmentation soit telle que cette part dépasse celle des coûts de la mortalité.

Le fait que certains non-spécialistes pensent parfois, malgré les preuves fournies par les études spécialisées, que les coûts de la morbidité, en particulier les coûts médicaux, représentent la majeure partie des coûts économiques des effets sanitaires s'explique uniquement par les ambigüités liées à l'utilisation du terme « coûts ».

Par exemple, en 2000, un rapport sur les « coûts de l'asthme » en 1997 réalisé pour l'EPA par des consultants (Chestnut, Mills et Agras, 2000), indiquait que les « coûts directs » (dépenses médicales engagées pour le traitement de la maladie) étaient supérieurs aux « coûts indirects », et que les « coûts de la morbidité » étaient supérieurs aux « coûts de la mortalité ». Cependant, l'unique raison de ce résultat est que les « coûts indirects » étaient définis comme la « valeur marchande de la perte de productivité (salaires, par exemple) ». Les auteurs eux-mêmes précisaient clairement que cet indicateur n'était *pas* l'indicateur approprié[6]. Cette mise en garde est cependant restée vaine, puisque même aujourd'hui, leur étude est parfois utilisée pour remettre en cause la supériorité des coûts de la mortalité, qui constitue une constatation scientifique majeure.

D'ailleurs, comment la science économique pourrait-elle parvenir à une conclusion différente ? En langage économique, le coût est, non pas une somme d'argent, mais la perte de ce à quoi on accorde de la valeur. On accorde de la valeur à la consommation, aux loisirs, à la santé et à la vie. Jacques Drèze a dit : « les individus veulent survivre et consommer, non mourir de faim ! », à quoi il faudrait ajouter : « les individus veulent vivre, en bonne santé si possible, malades s'il le faut. Malades ou en bonne santé, ce qu'ils veulent, c'est vivre ! ».

Les coûts médicaux ne peuvent sembler plus importants que la vie que si l'on adhère à la thèse inverse, celle du chrysohédonisme, une théorie ancienne, antérieure non seulement aux avancées réalisées dans le domaine de la valorisation depuis les travaux fondateurs de Jacques Drèze il y a 50 ans, mais aussi aux 250 ans de progrès accomplis dans la compréhension de la valeur depuis François Quesnay et Adam Smith. La science économique, en revanche, aboutit à un calcul fort différent.

Notes

1. Par souci de simplicité, nous ne citons dans le présent document que des sources publiées au XXIe siècle. Il suffit cependant de consulter, entre autres, les travaux de Francois Quesnay, Adam Smith, David Ricardo, Karl Marx, Leon Walras et Kenneth Arrow pour vérifier la véracité de cette affirmation – selon laquelle depuis le milieu du XVIIIe siècle tous les grands courants économiques rejettent la thèse du chrysohédonisme.
2. Les économistes classiques parlent également de « valeur d'usage », par opposition à la « valeur d'échange », et les économistes néoclassiques et contemporains « d'utilité ».
3. Au risque de nous répéter, notre propos n'est pas d'affirmer que les effets sur le PIB ne sont pas intéressants ou qu'ils ne devraient pas être rendus publics. Nous insistons simplement sur le fait que ces résultats doivent être publiés séparément et qu'il faut expliquer les raisons de cette publication séparée. On peut faire un parallèle avec la question de l'impact des projets d'investissement public sur le PIB. Ces dernières années, le ministère des Transports du Royaume-Uni a, pour certains projets très connus, publié ces résultats à la fois en termes d'évaluation économique et de comptes nationaux, autrement dit en termes de rapport avantages/coûts et d'effets sur le PIB. Il a cependant pris soin de présenter ces calculs séparément et d'expliquer pourquoi. Voir par exemple ministère des Transports (2006).
4. Voir, par exemple, le récent rapport de Qin, Li et Lui (2013) sur le fait que *l'absence* de pouvoir de négociation des travailleurs dans certains secteurs, notamment celui de l'agriculture, peut fausser les résultats.
5. Au sujet de l'état actuel de la recherche sur les coûts de la morbidité, voir en particulier Hunt et Ferguson (2010) et Hunt (2011).
6. Voir Chestnut, Mills et Agras (2000). Les auteurs font la mise en garde suivante : « À noter que les estimations qui reposent sur le coût de la maladie sont utiles pour mesurer le poids financier de la maladie mais ne permettent pas d'évaluer la valeur monétaire de la totalité de l'effet de la maladie sur le bien-être de la population et ne constituent donc pas un indicateur suffisant pour réaliser une analyse coûts-avantages exhaustive des politiques publiques visant à réduire la morbidité ou la mortalité. Le consentement à payer constitue l'indicateur le plus approprié pour mesurer l'évolution du bien-être dans une analyse coûts-avantages, parce qu'il rend compte, non seulement de l'impact financier mais aussi de la valeur que les individus attribuent à l'effet des mesures sur la qualité de vie et l'espérance de vie (…). De surcroît, de nombreuses données montrent que le consentement à payer pour obtenir une réduction du risque de mortalité est très supérieur au montant attendu de la perte de revenu, qui est l'indicateur utilisé pour mesurer l'impact financier de la mortalité prématurée sur la base d'estimations du coût de la maladie. »

Bibliographie

Biausque, V. (2010), *Valeur de la vie humaine : une méta-analyse*, OCDE, Paris, *http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?cote=ENV/EPOC/WPNEP(2010)9/FINAL&doclanguage=fr*.

Braathen, N.A. (2012), « Valuation of human lives », communication présentée lors d'un atelier informel sur le rôle des évaluations d'impact dans l'élaboration des politiques *(The Role of Impact Assessments in Policy Making)* organisé conjointement par Comité de la politique de la réglementation et la Réunion annuelle d'experts du développement durable, OCDE, Paris.

Chestnut, L.G., D.M. Mills et J. Agras (2000), *National Costs of Asthma for 1997*, établi pour l'Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Washington, DC, *http://yosemite.epa.gov/ochp/ochpweb.nsf/content/asthmacost.htm/$File/asthma cost.pdf*.

Dehes, P., J. Drèze et O. Licandro (2005), « From uncertainty to macroeconomics and back: An interview with Jacques Drèze », *Macroeconomic Dynamics*, vol. 9, pp. 429-461. Voir également CORE Reprints 1770, Centre for Operations Research and Econometrics, Louvain-la-Neuve, *www.uclouvain.be/core*.

Holland, M. (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmopshérique de l'IIASA, EMRC, *http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/TSAP_CBA_corresponding_to_IIASA7_v1-02[1].pdf*.

Hubbel, B.J. (2002), *Implementing QALYs in the Analysis of Air Pollution Regulations*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Washington, DC, *www.epa.gov/ttnecas1/workingpapers/ereqaly.pdf*.

Hunt, A. (2011), « Policy Interventions to Address Health Impacts Associated with Air Pollution, Unsafe Water Supply and Sanitation, and Hazardous Chemicals », *Documents de travail de la Direction de l'environnement de l'OCDE*, n° 35, éditions OCDE, Paris, *http://dx.doi.org/10.1787/5kg9qx8dsx43-en*.

Hunt, A. et J. Ferguson (2010), *A review of recent policy-relevant findings form the environmental health literature*, OCDE, Paris, *http://search.oecd.org/officialdocuments/displaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=env/epoc/wpnep(2009)9/final*.

Ministère des Transports du Royaume-Uni (2006), *Transport, Wider Economic Benefits and Impacts on GDP,* ministère des Transports, Londres, *www.dft.gov.uk*.

OCDE (2012), *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*, Éditions OCDE, Paris, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr*.

Qin, X., L. Li et Y. Lui (2013), « The value of life and its regional difference in China », *China Agricultural Economic Review*, vol. 5, pp. 373-390, *http://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2298617*.

© OCDE 2014

Chapitre 2

Réexamen/nouveaux calculs des données du coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier

Ce chapitre passe en revue les nouvelles données épidémiologiques très complètes dont on dispose depuis l'étude de l'OMS sur la charge mondiale de morbidité (GBD) en 2010. Il récapitule les effets sanitaires de la pollution de l'air ambiant par les particules et par l'ozone – notamment les décès, les années de vie perdues (AVP), et les années de vie corrigées du facteur invalidité (AVCI) – pour tous les pays de l'OCDE ainsi que pour la Chine et l'Inde. Ce chapitre présente aussi un nouveau calcul du coût économique des décès imputables à la pollution de l'air ambiant pour tous les pays de l'OCDE et pour la Chine et l'Inde, ainsi qu'une estimation indicative supplémentaire pour le coût de la morbidité.

Les données statistiques concernant Israël sont fournies par et sous la responsabilité des autorités israéliennes compétentes. L'utilisation de ces données par l'OCDE est sans préjudice du statut des hauteurs du Golan, de Jérusalem-Est et des colonies de peuplement israéliennes en Cisjordanie aux termes du droit international.

2.1. Amélioration des données ou évolution réelle des effets et des coûts ?

Dans la mesure du possible, les données examinées dans ce chapitre portent sur le monde entier. Cependant, certaines parties de l'analyse et surtout les calculs concernent plus particulièrement la République populaire de Chine (ci-après « Chine »), l'Inde et les 34 pays de l'OCDE. Cette restriction s'explique d'abord par des problèmes de disponibilité des données. Elle n'a cependant rien de choquant : ces trois populations ensemble abritent chacun près d'un cinquième de la population mondiale et représentent, ensemble, la majorité de cette population.

Que l'on se place à l'échelle mondiale ou du point de vue de chaque grand pays ou groupe de pays, il ressort des données les plus fiables actuellement disponibles que les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, y compris de celle due au transport routier, sont très supérieurs à ce que les données publiées jusqu'à présent laissaient penser.

Ce résultat tient en premier lieu à *l'amélioration des données* sur les effets sanitaires grâce à l'utilisation de techniques de contrôle plus avancées – en particulier le remplacement de la surveillance terrestre par la télédétection par satellite (Brauer et al., 2012 ; Evans et al., 2012 ; et Amann, Klimont et Wagner, 2013) – et à la mise au point d'une méthodologie plus complète et plus rigoureuse pour assembler et analyser les données épidémiologiques comme celles issues de l'étude *Global Burden of Disease* (GBD) de 2010, dont les résultats ont été publiés dans *The Lancet* en décembre 2012 puis dans d'autres articles (encadré 2.1)[1].

Il s'ensuit une forte augmentation du nombre de décès prématurés – en *proportion* d'un nombre *donné* de décès prématurés[2] – imputés par les épidémiologistes à la « pollution de l'air ambiant par les particules »[3].

Selon l'étude GBD de 2010, le total mondial des décès imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules était, en 2010, *quatre fois supérieur* au chiffre indiqué pour 2000 par l'Organisation mondiale de la santé dans le rapport GBD de 2000 (graphique 2.1). Ce chiffre est également plus de deux fois plus élevé que celui indiqué pour l'année 2010 elle-même dans la *Base de données des Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050* (OCDE, 2012a).

Encadré 2.1. **Les nouvelles données épidémiologiques sur la pollution atmosphérique**

Cette étude repose sur des données épidémiologiques sur la pollution atmosphérique, qui sont très différentes de celles utilisées dans les études précédentes. Ces nouvelles données – en particulier les tableaux relatifs aux décès, aux années de vie perdues (AVP) et aux années de vie corrigées du facteur invalidité (AVCI) établis dans le cadre de l'étude sur la charge mondiale de morbidité (étude GBD) en 2000 et reproduits ici – intègrent plusieurs avancées scientifiques majeures, dont deux améliorations principales.

D'une part, des techniques de contrôle plus avancées sont utilisées pour mesurer les émissions et les concentrations ambiantes de polluants, la surveillance terrestre ayant été remplacée notamment par la télédétection par satellite.

- Pour un examen plus approfondi de la question, voir Amann, Klimont et Wagner (2013), « Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios », *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 38, *http://environ.annualreviews.org* ; Brauer et al. (2012), « Exposure Assessment of the Global Burden of Disease Attributable to Outdoor Air Pollution », *Environmental Science and Technology*, vol. 46, *http://dx.doi.org/10.1021/es2025752* ; et Evans et al. (2012), « Estimates of global mortality attributable to particulate air pollution using satellite imagery », *Environmental Research*, vol. 120, *http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.08.005*.

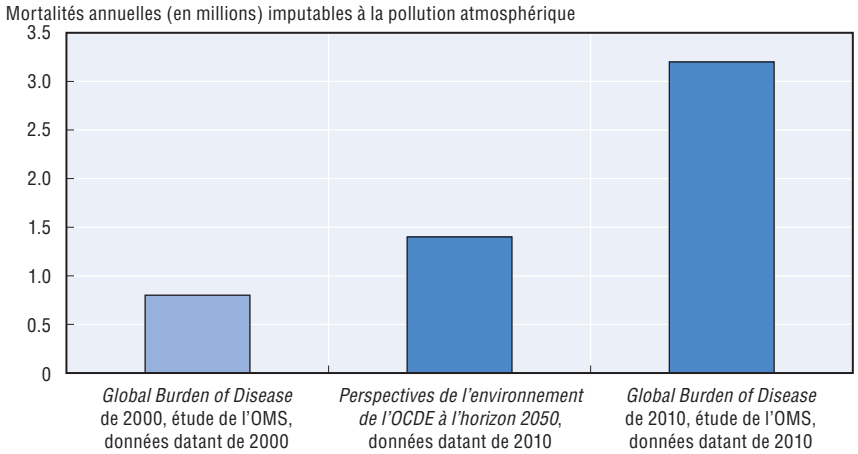
D'autre part, une méthodologie plus complète et plus rigoureuse est mise en œuvre pour rassembler et analyser les données épidémiologiques. Elle permet d'attribuer avec davantage de précision à chaque maladie et chaque facteur de risque sa part d'un nombre donné de décès prématurés. Il en est résulté que la proportion attribuée à la pollution de l'air ambiant est plus élevée que dans la plupart des études précédentes.

- Comme indiqué dans le rapport de l'Institute for Health Metrics and Evaluation publié en 2013 sous le titre *The Global Burden of Disease: Generating Evidence, Guiding Policy*, *www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/publications/policy-report/global-burden-disease-generating-evidence-guiding-policy* : « L'étude GBD a été mise en place en partie parce que des chercheurs ont constaté que la somme des décès estimés dans les différentes études relatives aux maladies était supérieure à 100 % du total des décès. L'approche GBD permet de ne comptabiliser les décès qu'une seule fois. » Et aussi « Pour que le nombre de décès attribués à chaque cause ne soit pas supérieur au nombre total de décès estimés dans une analyse démographique GBD indépendante, les chercheurs ont appliqué une méthode de correction appelée CoDCorrect. Cette technique garantit que la somme du nombre de décès attribués à chaque cause ne dépasse pas 100 % des décès pour une année donnée. »

Ces quelques 3.2 millions de décès représentent un chiffre élevé et une part non négligeable (6 %) de la charge mondiale de morbidité.

Les pertes en vies humaines peuvent également être exprimées en termes d'années de vie perdues (AVP) par mortalité prématurée et d'années de vie corrigées du facteur invalidité (AVCI) – somme des AVP par mortalité prématurée et des années vécues en situation d'invalidité (pour une défnition de la terminologie utilisée dans GBD2010, voir *l'Institute for Health Metrics and Evaluation*). L'utilisation de cet indicateur conduit aussi à une forte révision par rapport à la précédente évaluation. Ainsi, alors que dans la précédente évaluation, 0.4 % seulement des AVCI enregistrées dans le monde étaient imputées à la pollution de l'air ambiant par les particules, cette part est désormais évaluée à 3.1 % (Lim et al., 2012).

Graphique 2.1. **Estimations du nombre de décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules**



Source : D'après Cohen et al. (2004), « Urban air pollution », *in* Ezzati et al. (éd.) (2004), *Comparative quantification of health risks: Global and regional burden of disease due to selected major risk factors*, Organisation mondiale de la santé, Genève, et Cohen et al. (2005), « The global burden of disease due to outdoor air pollution », *Journal of Toxicology and Environmental Health, Partie A*, 68, pp. 1-7, 2005 ; OCDE (2012), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction*, éditions OCDE, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264122246-fr* ; et, pour la dernière colonne, Lim et al. (2012), « A comparative assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010 », *The Lancet,* vol. 380, pp. 2224-60, et Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare,* Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114647

Les coûts économiques de ces effets sanitaires tels qu'ils sont mesurés dans le présent document sont eux aussi nettement supérieurs aux estimations antérieures du fait de l'amélioration des données – à la fois des données relatives aux effets sanitaires publiées dans l'étude GBD de 2010 et

des estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS) publiées dans OCDE (2012b), données et estimations qui entrent dans le nouveau calcul des coûts.

Il existe une *différence* objective entre l'augmentation des effets et des coûts imputable à l'amélioration des données et une hausse réelle des effets et des coûts – à savoir une hausse (ou une diminution) effective, d'une année sur l'autre, de l'ampleur des effets et des coûts supportés par les individus et la collectivité – et il importe de *distinguer* ces deux aspects dans la présentation.

Même si l'amélioration récente des données constitue une avancée importante sur le plan scientifique et s'il importe que les travaux à venir se fondent sur ces nouvelles données plutôt que sur les anciennes, nous nous attachons, dans la suite de ce chapitre, à rendre compte de la variation réelle des effets et des coûts qui a été observée récemment et devrait être observée à l'avenir.

De ce point de vue, la situation est plus complexe : comme nous l'exposons en détail ci-après, au cours de la période 2005-10, les effets sanitaires de la pollution atmosphérique mesurés d'après le nombre de décès prématurés ont enregistré une hausse globalement modeste, le nombre d'AVP et d'AVCI ayant peu évolué – la baisse globale constatée dans la zone de l'OCDE (et dans la plupart des pays de l'OCDE, quoique pas dans tous) ayant été annulée par une détérioration plus forte des chiffres dans le reste du monde (plus particulièrement en Chine et en Inde).

À l'échelle mondiale, la part des AVCI imputée par l'étude GBD de 2010 à la pollution de l'air ambiant par les particules a peu évolué entre 1990 et 2000 puis 2010, et s'établit à environ 3 %.

Dans le même temps, le coût économique global de ces effets a davantage augmenté, non seulement dans les grandes économies émergentes que sont la Chine et l'Inde et dans le reste du monde, mais aussi dans la plupart des pays de l'OCDE et dans la zone de l'OCDE dans son ensemble.

À noter qu'il peut arriver que les effets de la pollution de l'air sur la santé augmentent (ou diminuent) sans que la pollution elle-même, mesurée par des indicateurs physiques, ne s'intensifie (ou ne s'atténue) – et que le coût de ces effets peut augmenter (ou diminuer) même en l'absence de variation de ces effets eux-mêmes.

Par exemple, le cours naturel du développement économique entraîne à terme une diminution du nombre de décès prématurés imputables aux maladies liées à la pauvreté, en valeur absolue comme en part du total des décès prématurés. De ce fait, la part des décès imputable aux autres maladies augmente. De même, il viendra un moment où les maladies induites par le processus de développement seront elles-mêmes supplantées par la progression de maladies que l'on pourrait qualifier de maladies de l'opulence.

L'évolution dans le temps de la place relative de certains facteurs de risque, mise en évidence dans l'étude GBD de 2010[4] – lorsque ces facteurs ont fait l'objet d'un suivi pendant suffisamment longtemps, par exemple pendant les vingt années comprises entre 1990 et 2010 –, illustre ce phénomène :

Tableau 2.1. **Classement de certains facteurs de risque en fonction de la charge de morbidité qui leur est imputable en 1990 et 2010**

Facteur de risque	Classement en 1990	Classement en 2010
Insuffisance pondérale chez l'enfant	1	8
Pollution de l'air ambiant par les particules	6	9
Indice de masse corporelle élevé	10	6

Source : D'après Lim et al. (2012), « A comparative assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010 », *The Lancet,* vol. 380, pp. 2224-60.

Comparer le classement des mêmes facteurs de risque entre différentes régions est encore plus édifiant :

Tableau 2.2. **Classement de certains facteurs de risque en fonction de la charge de morbidité qui leur est imputable dans quelques régions en 2010**

Facteur de risque	Classement en…			
	Afrique subsaharienne centrale	Asie du Sud	Asie de l'Est	Australasie
Insuffisance pondérale chez l'enfant	1	4	38	37
Pollution de l'air ambiant par les particules	14	6	4	26
Indice de masse corporelle élevé	18	17	9	1

Source : D'après Lim et al. (2012), « A comparative assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010 », *The Lancet,* vol. 380, pp. 2224-60.

On observe que l'insuffisance pondérale chez l'enfant, facteur de risque caractéristique de la pauvreté, occupe la tête du classement en Afrique subsaharienne centrale et un rang élevé en Asie du Sud (Inde et pays limitrophes), région qui reste pauvre malgré un développement rapide ; en revanche, elle ne constitue plus un facteur de risque important en Asie de l'Est (essentiellement composée de la Chine), région qui connaît un développement rapide et n'est plus considérée comme pauvre, de même que dans la région riche qu'est l'Australasie (Australie et Nouvelle-Zélande). En revanche, l'indice de masse corporelle élevé, qui est un facteur de risque caractéristique de l'opulence, voire d'une opulence excessive, ne joue qu'un rôle faible en Afrique et en Asie du Sud, tandis qu'il joue un certain rôle en Asie de l'Est et constitue le facteur de risque le plus important en Australasie.

La place élevée que la pollution de l'air ambiant par les particules occupe dans le classement en Asie du Sud comme en Asie de l'Est (voir également les analyses régionales dans Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013a, et Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013b).– mais pas en Afrique subsaharienne ni en Australasie – peut être considérée comme la résultante de deux phénomènes liés l'un à l'autre : premièrement, la pollution de l'air est forte et ne cesse de s'aggraver en raison de la croissance économique, en particulier du développement de l'industrie, de la production d'énergie et du transport routier ; deuxièmement, les anciennes maladies, dues à la pauvreté, reculent tandis que les nouvelles maladies, caractéristiques de l'opulence, ne sont quasiment pas encore apparues, ce qui suffirait à faire progresser la place de la pollution de l'air dans le classement, même si cette pollution elle-même était constante.

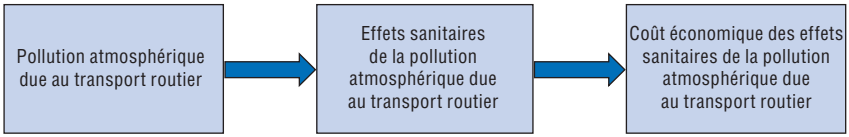
Il n'en reste pas moins que l'accroissement des effets sanitaires de la pollution de l'air décrit dans le présent document est bien réel, qu'il soit ou non dû à l'augmentation de la pollution elle-même. Ainsi, l'augmentation du nombre de décès prématurés consécutifs à des cancers provoqués par la pollution par exemple représente une hausse bien réelle du nombre de victimes de cette pollution – même si elle est liée au fait que ces victimes ont, avant de succomber aux effets de la pollution, profité de la diminution du nombre de victimes de la malnutrition des enfants. Cette évolution de la place relative n'a rien d'une illusion : elle constitue un signal bien réel à l'adresse de sociétés et d'économies qui sortent de la pauvreté et sont confrontées à des facteurs de risque qui représentent désormais véritablement un risque plus grand.

Dans le même ordre d'idées, le coût économique de ces effets sur la santé peut également augmenter sans que les effets eux-mêmes ne s'aggravent – le consentement à payer (CAP) pour réduire le risque de mortalité dû à la pollution atmosphérique augmentant parallèlement au revenu. Une fois de plus, il s'agit là d'un signal bien réel à l'adresse de la société. Dans une société de plus en plus riche, le fait qu'un individu soit prêt à sacrifier une unité de consommation supplémentaire pour réduire le risque de mourir de la pollution – unité de consommation supplémentaire qui, ensuite, ouvre aussi très souvent la voie à une augmentation de l'indice de masse corporelle – constitue une réaction parfaitement rationnelle.

Évolution réelle des effets et des coûts : un enchaînement qui comporte trois séquences

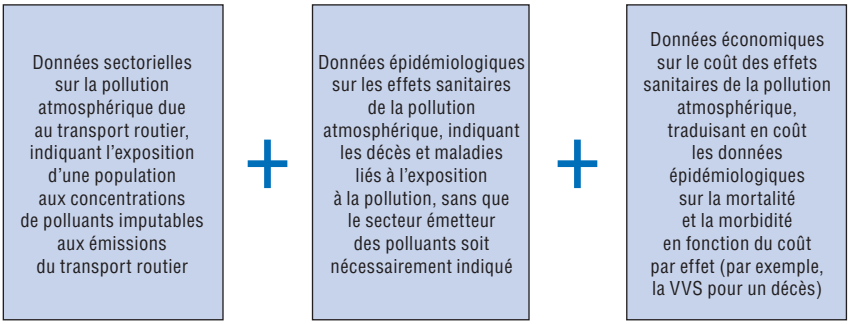
L'objet de cette étude, « le coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique due au transport routier » est la conséquence d'un enchaînement causal – conditionnant lui-même l'enchaînement de l'analyse –, qui peut être schématiquement représenté comme dans le graphique 2.2 :

Graphique 2.2. **Le coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique due au transport routier : les trois séquences de l'enchaînement**



Il s'ensuit que trois bases de données distinctes sont nécessaires pour effectuer le calcul final (graphique 2.3) :

Graphique 2.3. **Le coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique due au transport routier : les trois bases de données**



En supposant que ces bases de données soient relativement stables et toutes choses étant égales par ailleurs, on pourrait dégager, à partir des tendances historiques, les prévisions suivantes sur l'évolution générale attendue dans un pays donné :

- une hausse de la pollution atmosphérique due au transport routier induite par l'augmentation du parc de véhicules privés et des véhicules-kilomètres parcourus – progressivement compensée et finalement plus que compensée par le renforcement des mesures antipollution, notamment le durcissement progressif des normes d'émission des véhicules ;
- un schéma identique de hausse puis de baisse des effets sanitaires – avec un décalage dans le temps correspondant à la mortalité et à la morbidité du moment, imputables à l'exposition passée à la pollution, et au changement du poids relatif des différents facteurs de risque décrit dans les paragraphes précédents ;

- un schéma identique de hausse puis de baisse du coût économique – avec un décalage dans le temps dû à l'augmentation prévisible de la valeur du CAP, comme décrit précédemment.

Ces prévisions ne sont pas nécessairement infirmées par les données décrites ci-après.

Pour l'heure, le fait que les trois bases de données qui nous intéressent n'en soient pas au même stade de développement rend cependant plus difficile la description de la situation. Les améliorations importantes récemment apportées à la base de données épidémiologiques permettent de procéder à de nouveaux calculs pour obtenir une estimation robuste des effets sanitaires de la pollution de l'air. De même, le développement des connaissances économiques permet d'effectuer de nouveaux calculs pour obtenir une estimation robuste du coût économique de ces effets sur la santé, à tout le moins s'agissant de la mortalité. En revanche, bien que la pollution atmosphérique provoquée par le transport routier soit étudiée depuis longtemps, la base de données sectorielles n'est pas encore aussi riche que la base de données épidémiologiques, si bien qu'il n'est pas possible d'obtenir une estimation aussi robuste de la part des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et de leur coût économique qui est à mettre au compte du transport routier.

Comme expliqué ci-après, l'hypothèse selon laquelle « toutes choses sont égales par ailleurs » est contredite sur au moins un point important, à savoir que la part des véhicules diesel dans le total du parc automobile a évolué. Or, les nouvelles données sur les effets sanitaires des moteurs diesel constituant une composante importante de la nouvelle base de données épidémiologiques, la diésélisation du parc automobile complique un peu plus le calcul de la part, fluctuante, des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et du coût de ces derniers qui est imputable au transport routier.

C'est pourquoi nous avons choisi, dans le présent chapitre, de procéder comme suit :

- nous présentons les données qui existent actuellement sur la pollution atmosphérique due au transport routier – sans pour autant tenter de mesurer cette pollution sectorielle et son évolution dans le temps ;
- nous présentons une analyse des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et de leur évolution dans le temps, ainsi que des calculs[5] – sans tenir compte du secteur à l'origine de cette pollution ;
- nous présentons une analyse et un calcul du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et de son évolution dans le temps[6] – en faisant appel, pour les raisons déjà exposées, à des estimations définitives pour calculer le coût de la mortalité et à des estimations

indicatives pour calculer le coût de la morbidité – là encore sans tenir compte du secteur à l'origine de cette pollution ;

- nous décrivons les données disponibles sur la part de ce coût économique qui peut être imputée au transport routier, étant entendu que les estimations sur lesquelles nous nous appuyons ne sont qu'indicatives – et que nous ne tentons pas de calculer l'évolution de cette part dans le temps.

Ainsi, de même qu'il est nécessaire de poursuivre les travaux pour définir une méthode de calcul du coût de la morbidité cohérente par rapport à celle utilisée pour calculer le coût de la mortalité, il convient aussi de déployer des efforts pour pouvoir étudier la part des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et du coût économique revenant à chaque secteur, en exploitant les améliorations récentes apportées aux bases de données épidémiologiques et économiques[7].

2.2. Pollution atmosphérique due au transport routier

Toutes choses étant égales par ailleurs, les tendances économiques et sociales observées durant les dernières décennies pourraient donner quelques raisons d'être relativement optimiste quant à l'évolution de la pollution atmosphérique imputable au transport routier.

La croissance économique s'accompagne d'une augmentation du parc de véhicules privés et des véhicules-kilomètres parcourus. Elle induit en outre de nouvelles demandes de la société, qui souhaite un renforcement des mesures antipollution et en particulier un durcissement progressif des normes d'émission des véhicules. En témoignent le renforcement graduel des normes d'émission Euro dans l'Union européenne (UE) (et de leurs équivalents aux États-Unis) et l'adoption progressive, fût-elle inégale, de ces normes européennes (ou de leurs équivalents aux États-Unis) dans différents pays du monde.

Dans ces conditions, on peut s'attendre à ce que, dans chaque pays, le renforcement de ces normes finisse par compenser la hausse des véhicules-kilomètres, voire par inverser la trajectoire de la pollution atmosphérique imputable au trafic routier[8]. On peut même s'attendre à ce que cette diminution de la pollution soit renforcée par une stabilisation, voire une baisse, du nombre de véhicules-kilomètres parcourus, en particulier là où la puissance publique prend des mesures pour favoriser le recours aux transports publics (ainsi qu'au vélo et à la marche) et réalise des investissements à cette fin (Londres en constitue l'illustration la plus connue : voir par exemple les données publiées par Le Vine et Jones, 2012).

De fait, testée sur une période suffisamment longue, cette hypothèse est devenue réalité dans la majorité de la zone de l'OCDE. Ainsi, les derniers rapports en date sur la qualité de l'air aux États-Unis et dans l'UE – ceux de

l'American Lung Association, de l'EPA, de l'Agence européenne pour l'environnement (AEE), entre autres (American Lung Association, 2013 ; EPA, 2013 ; Agence européenne pour l'environnement, 2013 et Amann, Klimont et Wagner, 2013) – montrent que les émissions de polluants, y compris celles provenant du transport routier, sont orientées à la baisse depuis une vingtaine d'années et l'ont été pendant l'ensemble de la décennie écoulée. Au cours de cette période – comme le soulignent Amman, Klimont et Wagner (2013) – « on a assisté à une décorrélation entre l'évolution des émissions de polluants atmosphériques et la croissance économique ».

Cependant, toutes choses ne sont pas égales. Dans les « économies émergentes », où vit la majorité de la population mondiale, la hausse de la pollution atmosphérique due à la circulation routière ne semble pas près de s'interrompre. Le rythme auquel le nombre de véhicules-kilomètres progresse reste supérieur à celui auquel les émissions par véhicule-kilomètre diminuent, ce qui est dû, dans certains cas à la cadence à laquelle la taille du parc de véhicules privés augmente, dans d'autres à un retard dans l'adoption des normes européennes d'émission des véhicules (Amann, Klimont et Wagner, 2013) – et parfois à ces deux facteurs. En l'absence de mesures d'atténuation suffisantes, l'urbanisation rapide continue de se traduire par un accroissement de l'exposition de la population aux concentrations de polluants.

Dans la zone de l'OCDE comme dans le reste du monde, l'impact des moteurs diesel et l'évolution de la part de véhicules diesel dans le parc automobile constituent un facteur de complexité supplémentaire. Ainsi, selon le rythme de la « diésélisation » du parc automobile, il existe un risque réel d'assister à une interruption voire à une inversion du mouvement de diminution de la pollution atmosphérique due à la circulation routière observé dans la plupart des pays de l'OCDE, et de voir s'accentuer la hausse encore à l'œuvre dans une grande partie du reste du monde. Ce facteur doit être souligné dans l'analyse qui suit.

La pollution de l'air dans les pays membres de l'OCDE

Étant donné que l'UE a, au cours des deux décennies écoulées, joué un rôle moteur en matière d'adoption de normes d'émission des véhicules et que, comme précisé ci-après, ses États membres sont les pays qui ont vu le nombre de décès et d'incapacités dus à la pollution atmosphérique diminuer le plus, nous pouvons utiliser les données relatives à l'Union européenne comme référence pour prévoir la tendance globale observée dans les 34 pays de l'OCDE à cet égard. En d'autres termes, le ralentissement, l'interruption ou l'inversion de la tendance à la baisse observée dans l'Union européenne peut avoir valeur d'avertissement pour les autres pays de l'OCDE.

Pour commencer sur une note positive, d'après l'AEE, entre 2002 et 2011, les émissions de polluants se sont globalement inscrites en baisse (AEE, 2013). Cette diminution a concerné tant les émissions de particules primaires – avec une baisse de 14 % pour les PM_{10} et de 16 % pour les $PM_{2.5}$ – que les émissions de leurs principaux gaz précurseurs, dont les rejets d'oxydes d'azote NO_x, qui ont diminué de 27 %. Les NO_x sont également des précurseurs de l'ozone, et la diminution de 27 % des émissions de NO_x est allée de pair avec une réduction équivalente d'autres émissions de gaz précurseurs de l'ozone. En outre, au cours de la période considérée, les émissions imputables au transport ont davantage diminué que les émissions en général – 24 % pour les PM_{10}, 27 % pour les $PM_{2.5}$ et 31 % pour les NO_x – , ce qui est en grande partie à mettre au compte de l'introduction de normes d'émission de plus en plus exigeantes, à savoir la norme Euro 4 en 2005 et Euro 5 en 2009.

Toutefois, ces tendances largement positives s'accompagnent de quelques résultats moins encourageants :

- Le lien entre émissions terrestres et concentrations ambiantes est extrêmement complexe. Grâce à l'amélioration des techniques de contrôle et de modélisation, il est désormais évident que cette diminution relativement rapide des émissions s'est accompagnée d'une baisse beaucoup plus lente des concentrations ambiantes.
- La proportion de la population urbaine de l'UE exposée à des niveaux de PM_{10} supérieurs à la limite contraignante fixée par l'UE et aux valeurs guides pour la qualité de l'air définies par l'OMS a en réalité augmenté depuis 2008. Selon l'AEE, en 2011, 33 % de la population urbaine étaient exposés à une concentration de PM_{10} supérieure à la limite fixée par l'UE et 88 % à une concentration de PM_{10} supérieure à la valeur guide de l'OMS, plus exigeante (AEE, 2013), ce qui a récemment conduit le quotidien *The Guardian* à titrer : « Plus de 90 % des habitants des villes européennes respirent un air nocif » (*The Guardian*, 2013). De même, l'OMS et l'UE ont récemment réexaminé ensemble les données sur lesquelles reposent l'établissement de la limite fixée par l'UE (OMS, 2013a ; OMS, 2013b ; Henschel et Chan (2013).
- Les chiffres indiqués concernant la baisse des émissions dues au transport ne tiennent pas compte des émissions qui ne proviennent pas de l'échappement (comme celles provoquées par l'usure des pneus et des freins), qui, à l'évidence, devraient être ajoutées aux émissions enregistrées. De surcroît, comme elles ne sont pas visées par la réglementation européenne, ces émissions qui ne proviennent pas de l'échappement représentent probablement une part croissante des émissions totales (AEE, 2013).
- En conditions de conduite réelles, les émissions dues à l'échappement sont souvent supérieures aux limites fixées sur la base des cycles d'essai, et ces

émissions excédentaires ont peut-être une incidence plus forte qu'on ne le pense (Agence européenne pour l'environnement, 2013).

- Le dernier aspect, qui est peut-être le plus important du point de vue de l'évolution des émissions, a trait au diesel.

La question du diesel appelle quatre remarques :

1. Si l'on tient compte de leur contribution à la pollution atmosphérique, indépendamment de leur contribution au changement climatique, les véhicules diesel sont, de loin, beaucoup plus nocifs que les autres. Par exemple, ils ont été à l'origine de 91 % des $PM_{2.5}$ et 95 % du dioxyde d'azote (NO_2) émis par l'ensemble des véhicules à Londres en 2009 (Moore et Newey, 2012).
2. Alors que les émissions des véhicules à essence, y compris des véhicules hybrides, sont nettement orientées à la baisse, la dernière analyse en date consacrée à ce sujet (Carslaw et Rhys-Tyler, 2013) montre que les « émissions de NO_x des véhicules diesel, tous types confondus, n'ont guère diminué ces vingt dernières années (…) ». De surcroît, en plus d'être très élevée, la part des NO_x émis sous forme de NO_2 par les véhicules diesel (environ 25-30 % contre « un faible pourcentage » pour les véhicules à essence) a connu des fluctuations plutôt qu'une baisse au fil des années (Carslaw et Rhys-Tyler, 2013 ; Carslaw et al., 2011).
3. Le passé récent a été marqué par une progression constante du diesel au détriment de l'essence, c'est-à-dire, du point de vue de la présente étude, par le remplacement de véhicules moins polluants par des véhicules polluants, ce qui constitue en partie un effet pervers de mesures de politique publique et de dispositions fiscales destinées à lutter contre le changement climatique (Anable et Bristow, 2007).
4. Par conséquent, si les véhicules diesel continuent d'occuper une place de plus en plus grande sur le marché automobile sans que leurs émissions diminuent sensiblement, il existe un risque réel de voir s'interrompre ou s'inverser la trajectoire des émissions dues au transport routier, actuellement orientée à la baisse. De fait, dans certaines villes d'Europe, on observe depuis peu – 2011 environ – des signes précurseurs d'une telle inversion (Carslaw et al., 2011).

La situation observée jusqu'à présent en Europe – le niveau relativement élevé des émissions polluantes provenant de véhicules diesel et l'incapacité à parvenir à réduire les émissions produites par les différentes générations de véhicules – a été confirmée par les recherches conduites dans d'autres pays de l'OCDE, notamment aux États-Unis, y compris par des auteurs qui restent optimistes quant aux chances d'assister à une forte diminution des émissions produites par les *futures* générations de véhicules diesel (Fujita et al., 2011 ; HEI, 2012). De même, ces autres études confirment l'apparition d'un mouvement de

« diésélisation » et, dans son sillage, un début de ralentissement de la réduction des émissions dues au transport routier, ainsi qu'un risque d'inversion de cette tendance dans un avenir proche – non seulement dans des villes situées au cœur de l'Europe, mais aussi dans des pays aussi lointains que la Nouvelle-Zélande (Kuschel, Bluett et Unwin, 2012).

La pollution de l'air en Chine, en Inde et dans le reste du monde

En dehors de la zone de l'OCDE, en Chine, en Inde et dans une grande partie du reste du monde, la « diésélisation » accentue une trajectoire des émissions qui reste orientée à la hausse, plutôt qu'elle ne menace d'interrompre ou d'inverser un mouvement de baisse. Ce phénomène n'en est pas moins très présent, le terme lui-même étant emprunté à des travaux de recherche réalisés en Inde (*Centre for Science and Environment* [CSE], 2013a).

La progression des émissions observée en Chine, en Inde et dans le reste du monde n'est pas uniforme et n'est pas toujours imputable aux mêmes causes.

La Chine, par exemple, est dotée d'une réglementation relativement exigeante comparativement à la plupart des économies émergentes : elle introduit les normes d'émission européennes successives à un rythme qui n'est pas éloigné de celui auquel elles sont introduites au sein de l'UE elle-même – la norme Euro 4, adoptée en 2005 dans l'UE, a été adoptée en 2008 à Pékin et en 2010 à Shanghai et Canton, et la norme Euro 5, adoptée en 2009 dans l'UE, a été introduite en 2012 à Pékin (Amann, Klimont et Wagner, 2013, graphique 2 ; le ministère de la Protection de l'Environnement de la République populaire de Chine, 2010 ; Wang et Hao, 2012). De surcroît, la Chine affiche jusqu'à présent une forte détermination à réduire encore les émissions dues au transport routier en accélérant le passage au véhicule électrique (Ji et al., 2012).

En Chine, la poursuite de la hausse des émissions dues à la circulation routière s'explique d'abord et surtout par une augmentation sans précédent du trafic routier, elle-même consécutive à la croissance économique inégalée qu'a connue le pays. Le parc automobile chinois, qui comptait quelque 50 millions de véhicules fin 2008, a presque doublé pour atteindre 100 millions de véhicules environ trois ans plus tard et ravir ainsi au Japon la place de deuxième parc automobile du monde (Wu et al., 2012). Comme on pouvait s'y attendre, cette situation a fait naître une demande nouvelle dans l'ensemble de la société, qui demande désormais des normes beaucoup plus exigeantes que celles déjà en vigueur (*People's Daily Online*, 2011 ; Ouyang, 2013 ; Shang et al., 2013) – demande à laquelle les autorités chinoises ont maintenant répondu (*The Lancet*, 2013).

Il pourrait s'ensuivre de nouvelles orientations et une accélération du changement. En effet, même en supposant que le passage aux véhicules électriques permette à la Chine d'échapper aux pires effets de la diésélisation, la place importante qu'occupent les centrales à charbon dans la production d'électricité va limiter la capacité des véhicules électriques à réduire les émissions de polluants en général, même s'ils permettent effectivement de réduire celles imputables à la circulation routière (Ji et al., 2012).

Bien que l'Inde se montre également plus ambitieuse que la plupart des économies émergentes s'agissant du rythme d'adoption des normes d'émission européennes, Euro 4 ayant été introduite dans 13 grandes villes en 2009 (Amann, Klimont et Wagner, 2013, graphique 2), elle n'est pas parvenue à enrayer la poursuite de l'aggravation de la pollution observée ces dernières années : plus de 50 % des 180 villes dans lesquelles la pollution était surveillée en 2010 et 60 % de la population de ces villes étaient exposés à des niveaux d'émission de PM_{10} désormais considérés comme « critiques » (CSE, 2013a et CSE, 2013b). Cette situation s'explique essentiellement par l'augmentation du trafic routier qui a accompagné la croissance économique rapide qu'a connue l'Inde et par la diésélisation – ainsi que par un système de gestion de la circulation qui est à l'origine de certains des pires embouteillages du monde[9].

S'agissant des pays d'Asie du Sud limitrophes de l'Inde et de pays plus lointains d'Asie et d'Afrique, le processus de réglementation des émissions reste trop souvent bloqué au niveau d'Euro 1 ou, dans le meilleur des cas, d'Euro 2 (Amann, Klimont et Wagner, 2013, graphique 2). Peu de mesures sont prises pour compenser la hausse des émissions dues à la circulation lorsque cette dernière commencera à augmenter, comme elle le fera inévitablement un jour, à un rythme proche de celui observé en Chine et en Inde.

Ainsi, en Chine, en Inde et dans le reste du monde, pour des raisons aussi diverses que nombreuses, la tendance à la hausse de la pollution atmosphérique imputable à la circulation observée ces dernière années va probablement se poursuivre à court terme. En revanche, il est plus difficile de se prononcer sur le point de savoir si la baisse observée depuis peu dans les pays de l'OCDE va se poursuivre – ou si cette tendance s'est déjà interrompue voire inversée.

2.3. Impacts sanitaires de la pollution de l'air

Malgré les incertitudes concernant les données sectorielles, la base de données épidémiologiques qui existe aujourd'hui permet d'obtenir une estimation relativement robuste des impacts sanitaires de la pollution de l'air, toutes sources confondues, jusqu'à 2010. Ces données sont fournies par l'étude GBD de 2010 – dans la série d'articles publiés par *The Lancet* en décembre 2012 et les rapports de suivi parus ultérieurement (en particulier :

Lim et al., 2012, et Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013b), ainsi que dans les séries de données et outils accessibles sur le site Internet de l'Institute of Health Metrics and Evaluation (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013a).

Plusieurs constatations antérieures importantes préfiguraient déjà les éléments constatés en décembre 2012 et ultérieurement. À noter en particulier, s'agissant du rôle de la pollution de l'air en tant que facteur de risque de cancer pulmonaire, que des études antérieures sur l'incidence du cancer parmi des non-fumeurs exposés à la pollution (Beelen et al., 2008), en particulier parmi des mineurs non fumeurs (Silverman et al., 2012), ainsi que l'utilisation d'évaluations reposant sur des observations par satellite (Brauer et al., 2012 ; Evans et al., 2012 et Fajersztajn et al., 2013), annonçaient déjà les constatations récentes publiées par *The Lancet* (Raaschau-Nielsen et al., 2013) et avaient ouvert la voie aux décisions prises par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), qui a successivement décidé de classer le diesel parmi les carcinogènes certains (groupe 1) (CIRC, 2012 et Benbrahim-Tallaa et al., 2012) et de considérer la pollution de l'air extérieur comme « l'une des premières causes de décès par cancer » (CIRC, 2013).

Du fait que la pollution atmosphérique est désormais considérée comme l'une des premières causes de cancer, que l'on comprend mieux son rôle en tant que facteur de risque d'infarctus du myocarde (Bhaskan et al., 2011) et d'insuffisance cardiaque (Shah et al., 2013) et que l'on appréhende l'ensemble de ses conséquences sur l'appareil respiratoire (Laumbach et Kipen, 2012), il est désormais possible d'évaluer de manière plus exhaustive les impacts sanitaires de la pollution de l'air, en ne se limitant pas à l'éternelle question de l'asthme.

Les séries de données issues de l'étude GBD de 2010 font figurer trois facteurs de risque dans la rubrique « pollution de l'air », et les quantifient sans tenir compte du secteur dont provient cette pollution :

- « Pollution de l'air ambiant par les particules »
- « Pollution de l'air à l'intérieur des habitations, provenant de combustibles solides »
- « Pollution ambiante par l'ozone ».

Seuls les premier et troisième types de pollution cités jouent un rôle dans la pollution de l'air due à la circulation routière. Nous n'avons tenu compte que des effets et coûts de ces deux facteurs – « Pollution de l'air ambiant par les particules » et « Pollution ambiante par l'ozone », regroupés dans la rubrique « pollution de l'air » – dans les tableaux et calculs ci-après. Nous nous sommes ensuite appuyés sur des études pour estimer la part de cette pollution imputable aux transports.

L'étude GBD de 2010 cite de nombreux autres facteurs de risque, dont l'un (« l'exposition professionnelle aux gaz d'échappement des moteurs diesel ») est probablement pertinent. Toutefois, la série de données ne permettant pas de distinguer les données relatives aux professions liées au transport des autres, et les travaux de recherche n'offrant qu'une aide limitée, nous n'avons pas mesuré ce facteur, au risque de sous-estimer les effets sanitaires.

Les effets sanitaires et le coût économique sont indiqués pour deux années, 2005 et 2010, ce qui permet de fournir des informations, non seulement sur la *situation* telle qu'elle se présentait au cours de la dernière année pour laquelle des données sont disponibles, mais aussi sur la *tendance* observée au cours de la période récente. En revanche, l'analyse ne fournit pas d'informations sur la situation telle qu'elle se présente actuellement, c'est-à-dire dans la première moitié de 2014, ni sur la manière dont elle a évolué depuis 2010. Par conséquent, à supposer que la tendance à la baisse observée dans les pays de l'OCDE se soit effectivement interrompue sous l'effet de la diésélisation et que la hausse constatée dans le reste du monde se soit encore accentuée, les tableaux ci-après n'en rendent pas compte – même s'il est évidemment très peu probable que la diésélisation ait déjà entraîné, dans la zone de l'OCDE, une inversion de la tendance à la baisse des émissions en général, considérée séparément de l'évolution des émissions imputables au seul transport routier.

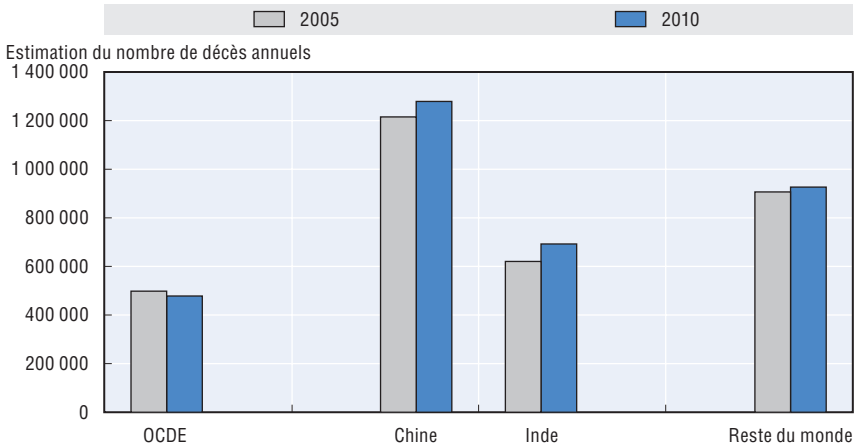
Comme le montre le graphique 2.1 ci-dessus, l'analyse présentée révèle en premier lieu que la mortalité imputable à la pollution à l'échelle mondiale est élevée, même beaucoup plus élevée que les prévisions antérieures ne le laissaient penser. À l'échelle mondiale, cette mortalité continue de croître, la diminution constatée dans la zone de l'OCDE étant plus que compensée par l'augmentation observée dans le reste du monde.

Plus précisément[10], en 2010, la pollution de l'air ambiant a fait quelque 3 376 millions de victimes au total, soit plus de 135 000 de plus qu'en 2005. Cette hausse est la résultante d'une diminution du nombre de décès d'environ 20 000 dans les pays de l'OCDE, qui a été plus que compensée par les plus de 135 000 décès supplémentaires enregistrés en Chine et en Inde et les 20 000 décès supplémentaires dans le reste du monde (graphique 2.4). Exprimée en pourcentage, la mortalité due à la pollution a progressé de 4 % à l'échelle mondiale durant la période considérée.

Selon toute vraisemblance, la poursuite de la hausse de la mortalité due à la pollution à l'échelle mondiale s'explique en partie par un effet décalé prévisible, qui correspond à la mortalité et à la morbidité *du moment* imputables à l'exposition *passée* à la pollution. Cet effet apparaît plus clairement lorsque l'on compare le nombre de décès en valeur absolue au nombre d'AVP et d'AVCI (tableau 2.3). Si l'on retient ces deux derniers indicateurs, la mortalité due à la pollution de l'air a déjà atteint son point le plus haut.

Graphique 2.4. **Décès dus à la pollution de l'air ambiant**

Nombre total de décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules et par l'ozone, par région, en 2005 et 2010



Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114666

Tableau 2.3. **Décès, AVP et AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en 2005 et 2010**

Total à l'échelle mondiale

Total des décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010	Évolution entre 2005 et 2010 (%)
Décès	3 240 129	3 375 977	4.2
AVP (années de vie perdues)	75 306 340	74 829 050	-0.6
AVCI	78 658 710	78 619 250	-0.1

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013a), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Il faut cependant se garder de tirer des conclusions trop hâtives. Comme nous le verrons plus loin, le nombre d'AVP et AVCI continue d'augmenter en Chine et en Inde. Le fait que la hausse de la mortalité due à la pollution semble avoir déjà atteint son point le plus haut à l'échelle mondiale s'explique dans une large mesure par la tendance à la baisse actuellement observée dans les pays de l'OCDE. Ailleurs, on constate, dans le meilleur des cas, que la croissance du nombre d'AVP et d'AVCI ralentit, et non qu'elle a déjà atteint son maximum.

De même, comme indiqué ci-après, le nombre moyen d'AVP pour un décès à l'échelle mondiale, qui s'établissait à 23 ans en 2005 et à 22 ans en

2010, dissimule des différences non négligeables entre les régions, ce nombre moyen étant plus élevé en Chine et surtout en Inde que dans la zone de l'OCDE.

Il est cependant un aspect pour lequel il existe une certaine uniformité à l'échelle mondiale : la comparaison des AVCI et des AVP fait ressortir une différence relativement faible – quoique de plus en plus grande. Il existe certes là aussi des variations notables d'une grande région à l'autre, mais la différence constatée n'est nulle part supérieure à 10 %. Dans l'évaluation épidémiologique des impacts sanitaires de la pollution de l'air comme dans le calcul économique qui vise à traduire ces effets en coûts, la mortalité domine largement la morbidité.

Impacts sanitaires dans les pays membres de l'OCDE

Les tableaux 2.4 à 2.6 présentent le nombre de décès par pays, le nombre d'AVP et d'AVCI imputables à la pollution de l'air en 2005 et 2010 dans chaque pays membre de l'OCDE.

Ainsi que nous l'avons déjà souligné, la période récente a été marquée par une diminution du nombre total de décès dans la zone de l'OCDE dans son ensemble. Comme indiqué dans le tableau 2.4, en 2010, le nombre de décès avait diminué d'environ 20 000 par rapport à 2005, soit d'environ 4 %. De surcroît, ce recul s'est accompagné d'une baisse encore plus forte du nombre d'AVP et d'AVCI. Dans cette zone, on observe des progrès évidents dans les mesures prises par la puissance publique et par d'autres acteurs pour réduire les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, que ces mesures soient préventives ou curatives.

À noter toutefois que ces progrès ne sont pas uniformes. Comme le montre le tableau 2.4, 20 pays sur 34 ont réussi à faire reculer la mortalité, ce qui signifie que 14 autres n'y sont pas parvenus. La plupart des pays européens membres de l'OCDE ont réussi à faire reculer le nombre de décès de manière plus ou moins importante. Parmi les pays de l'OCDE extérieurs à l'Europe, les États-Unis et Israël ont enregistré un recul de la mortalité due à la pollution, mais, exprimé en pourcentage, ce recul est nettement plus faible que celui enregistré par les pays européens les mieux classés à cet égard. Tous les autres pays – Canada, Mexique et Chili sur le continent américain, Japon et Corée en Asie, ainsi que l'Australie et la Nouvelle-Zélande – ont vu le nombre de décès dus à la pollution augmenter entre 2005 et 2010.

Le nombre d'AVP a suivi la même tendance que les décès, à quelques différences importantes près. Comme le montre le tableau 2.5, le nombre moyen d'AVP pour un décès est passé de 16 en 2005 à 15 en 2010 dans la zone de l'OCDE. La diminution du nombre d'AVP, qui s'est établie à environ 8 %, a été supérieure à la baisse du nombre des décès, qui a été d'environ 4 %. En

Tableau 2.4. **Décès dus à la pollution de l'air dans les pays de l'OCDE**

Total des décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Allemagne	51 155	42 578
Australie (+)	882	1 483
Autriche	3 773	3 240
Belgique	6 341	5 811
Canada (+)	6 989	7 469
Chili (+)	1 329	1 398
Corée (+)	21 127	23 161
Danemark	1 929	1 886
Espagne	16 182	14 938
Estonie (+)	191	538
États-Unis	112 721	110 292
Finlande (+)	402	450
France	18 457	17 389
Grèce	9 054	8 346
Hongrie	11 712	9 376
Irlande (+)	528	713
Islande (+)	19	22
Israël	2 656	2 548
Italie	36 314	34 143
Japon (+)	61 173	65 776
Luxembourg	184	150
Mexique (+)	17 954	21 594
Norvège	393	225
Nouvelle-Zélande (+)	220	294
Pays-Bas	8 050	6 741
Pologne	29 679	25 091
Portugal (+)	3 623	3 842
République slovaque	4 543	3 805
République tchèque	8 811	7 096
Royaume-Uni	28 345	24 064
Slovénie	1 044	900
Suède (+)	1 048	1 077
Suisse	3 085	2 744
Turquie (+)	28 045	28 924
Total OCDE	**497 958**	**478 104**

Note : Les pays dans lesquels le nombre de décès dus à la pollution a augmenté au cours de la période considérée sont signalés par (+).
Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare,* Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Tableau 2.5. **AVP imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVP imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution par l'ozone	2005	2010
Allemagne	723 908	588 833
Australie (+)	13 048	20 631
Autriche	51 406	42 492
Belgique	91 965	81 226
Canada (+)	105 853	108 151
Chili (+)	24 684	25 367
Corée	374 944	373 785
Danemark	27 352	26 402
Espagne	228 175	200 810
Estonie (+)	3 218	5 224
États-Unis	1 827 157	1 727 891
Finlande (+)	6 404	6 785
France	263 810	239 531
Grèce	125 497	113 199
Hongrie	204 908	155 625
Irlande (+)	8 228	10 890
Islande (+)	271	302
Israël	38 220	35 103
Italie	449 986	405 093
Japon	853 899	827 509
Luxembourg	2 872	2 217
Mexique (+)	377 739	448 436
Norvège	5 371	2 984
Nouvelle-Zélande (+)	3 477	4 450
Pays-Bas	123 632	98 707
Pologne	527 605	424 174
Portugal	52 978	52 572
République slovaque	77 542	62 935
République tchèque	139 944	107 859
Royaume-Uni	413 108	339 411
Slovénie	16 342	13 041
Suède	13 526	13 320
Suisse	38 485	32 490
Turquie	724 885	714 847
Total OCDE	**7 940 439**	**7 312 212**

Note : Les pays dans lesquels le nombre d'AVP en raison de la pollution a augmenté au cours de la période considérée sont signalés par (+).
Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

outre, à tout le moins dans certains pays comme le Japon et la Corée, le nombre d'AVP a diminué alors que le nombre de décès a augmenté. Il n'en reste pas moins que la plupart des pays qui ont vu les décès augmenter ont également enregistré une hausse du nombre d'AVP.

D'après le tableau 2.6, dans les pays de l'OCDE, la comparaison entre les AVCI et les AVP fait ressortir une différence de 8 % en 2005 et 9 % en 2010. La diminution des AVCI, qui s'est établie à 7 %, a donc été supérieure à celle des décès, mais pas à celle des AVP. Dans la plupart des pays où les décès n'ont pas reculé, le nombre d'AVCI n'a pas diminué non plus. S'agissant des comparaisons entre pays de l'OCDE, les données relatives au nombre d'AVP et d'AVCI présentées *supra* révèlent des *grandes* tendances similaires à celles observées pour les décès (Institute for Health Metrics and Evaluation (2013a). La majorité des pays de l'OCDE ont réalisé des avancées, seule une minorité n'enregistrant pas de progrès.

Impacts sanitaires en Chine

La pollution de l'air ambiant fait plus de victimes en Chine que dans tout autre pays : la population chinoise, qui constitue un peu moins d'un cinquième de la population mondiale, représente près de deux cinquièmes des victimes de la pollution à l'échelle mondiale. Si l'on reprend la classification de l'étude GBD, « la pollution de l'air ambiant par les particules » constitue un facteur de risque plus important en « Asie de l'Est » (essentiellement en Chine) qu'ailleurs : dans cette région, elle est responsable d'environ 12 % des décès et 6 % des AVCI (Institute for Health Metrics and Evaluation et al., 2013a), contre 6 % des décès et 3 % des AVCI environ à l'échelle mondiale (Institute for Health Metrics and Evaluation, 2013b).

Il ressort du tableau 2.7 ci-après que le nombre total de décès dus à la pollution enregistré en Chine a *augmenté* d'environ 64 000, soit 5 %, entre 2005 et 2010.

Par ailleurs, la différence d'ampleur entre la hausse du nombre de décès (5 %) et celle du nombre d'AVP (0.5 %) qui apparaît dans le tableau 2.8 reflète un héritage du passé : comme souligné précédemment, la mortalité au cours d'une année donnée s'explique en partie par l'exposition passée à la pollution. Par conséquent, une diminution de l'exposition – ou, pour commencer, un ralentissement de l'augmentation de l'exposition – se répercute davantage sur le nombre d'AVP que sur le nombre de décès.

La comparaison du nombre d'AVCI et du nombre d'AVP fait ressortir une différence de 4.5 % en 2005 et de plus de 5 % en 2010. Le nombre total d'AVCI a progressé d'environ 1 %.

Tableau 2.6. **AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution par l'ozone	2005	2010
Allemagne	787 727	644 359
Australie (+)	14 342	22 867
Autriche	56 529	47 203
Belgique	102 949	91 436
Canada (+)	117 418	121 034
Chili (+)	26 742	28 111
Corée (+)	403 888	409 700
Danemark	29 659	28 824
Espagne	247 959	220 668
Estonie (+)	3 328	5 425
États-Unis	1 994 473	1 906 741
Finlande (+)	6 813	7 322
France	296 209	270 827
Grèce	132 853	120 128
Hongrie	212 918	162 393
Irlande (+)	8 873	11 920
Islande (+)	295	336
Israël	43 307	40 604
Italie	500 154	452 474
Japon	952 111	935 296
Luxembourg	3 163	2 447
Mexique (+)	401 234	475 869
Norvège	5 821	3 234
Nouvelle-Zélande (+)	3 761	4 863
Pays-Bas	136 561	110 589
Pologne	550 147	443 957
Portugal	56 471	56 387
République slovaque	80 593	65 616
République tchèque	146 284	112 349
Royaume-Uni	444 279	368 749
Slovénie	17 550	14 126
Suède	14 480	14 440
Suisse	43 714	37 166
Turquie	747 339	739 145
Total OCDE	**8 589 944**	**7 976 605**

Note : Les pays dans lesquels le nombre d'AVCI a augmenté au cours de la période considérée sont signalés par (+).
Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Tableau 2.7. **Décès dus à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010**

Total des décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Chine	1 215 180	1 278 890

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Tableau 2.8. **AVP imputables à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVP imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Chine	24 440 869	24 584 438

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Tableau 2.9. **AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Chine	25 540 289	25 877 829

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Il ressort de ces chiffres que la Chine est parvenue à ralentir l'augmentation des effets sanitaires de la pollution, mais n'a pas encore réussi à les réduire.

Impacts sanitaires en Inde

La situation de l'Inde en termes de nombre de décès résultant de la pollution de l'air ambiant est moins alarmante que celle de la Chine sur un point : en *valeur absolue*, ce nombre est beaucoup plus faible que celui enregistré par la Chine. Alors que la population indienne représente un peu plus de 90 % de la population chinoise, les décès imputables à la pollution de l'air dénombrés en Inde représentent un peu plus de 50 % de ceux dénombrés en Chine (tableau 2.10).

En revanche, l'*augmentation* du nombre de victimes de la pollution entre 2005 et 2010 est beaucoup plus inquiétante en Inde, où elle s'est établie à environ 72 000 ou 12 %, contre 64 000 ou 5 %, en Chine.

Tableau 2.10. **Décès dus à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010**

Total des décès dus à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Inde	620 622	692 425

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

À cet égard, il est permis de penser que ce nombre en valeur absolue de décès moins élevé s'explique tout simplement par le fait que l'Inde est moins avancée sur la voie de l'industrialisation et de la motorisation, qu'un rattrapage va probablement s'opérer à mesure que l'Inde continuera sa progression dans le sillage de la Chine. Compte tenu de la situation actuelle sur le plan des mesures antipollution (en particulier en dehors du secteur du transport) et du respect des règles, ainsi que des perspectives en matière de durcissement de la réglementation, il y a tout lieu de penser que l'augmentation du nombre de victimes de la pollution sera plus rapide en Inde qu'en Chine (Amann, Klimont et Wagner, 2013). Quoi qu'il en soit, s'agissant de la tendance observable actuellement, l'Inde est encore plus loin que la Chine de la trajectoire constatée dans les pays de l'OCDE.

Au cours de la même période, le nombre d'AVP a également augmenté beaucoup plus vite en Inde qu'en Chine, puisqu'il a progressé d'environ 3 % contre 0.5 % en Chine. Mais le plus frappant reste peut-être qu'en 2010, le nombre moyen d'AVP pour un décès était de 26 ans en Inde, contre 19 ans en Chine et 15 ans dans les pays de l'OCDE, soit un écart non négligeable. En Inde, le long processus censé conduire à une baisse de l'exposition à la pollution et, partant, du nombre d'AVP et de décès ne fait que s'amorcer.

Tableau 2.11. **AVP imputables à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVP imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Inde	17 678 291	18 219 353

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

En Inde, la comparaison des AVCI et des AVP fait ressortir une différence d'un peu moins de 4 % en 2005 et d'un peu plus de 4 % en 2010. Au cours de cette période, la progression a été d'environ 3.5 %. À cet égard aussi, le fait que la différence entre les AVCI et les AVP soit moins grande en Inde qu'en Chine place l'Inde plus loin des pays de l'OCDE que la Chine. En effet, un écart plus

grand ne signifie pas seulement que les individus vivent davantage d'années en mauvaise santé : il traduit aussi le fait, et il s'agit là d'un point important, que les individus malades parviennent à rester en vie.

Tableau 2.12. **AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant en Inde en 2005 et 2010**

Nombre total d'AVCI imputables à la pollution de l'air ambiant par les particules et à la pollution ambiante par l'ozone	2005	2010
Inde	18 358 012	19 007 178

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*.

Compte tenu des obstacles à surmonter pour parvenir à réduire durablement les impacts sanitaires de la pollution, il semble prudent d'avancer que l'Inde a encore davantage de chemin à parcourir que la Chine.

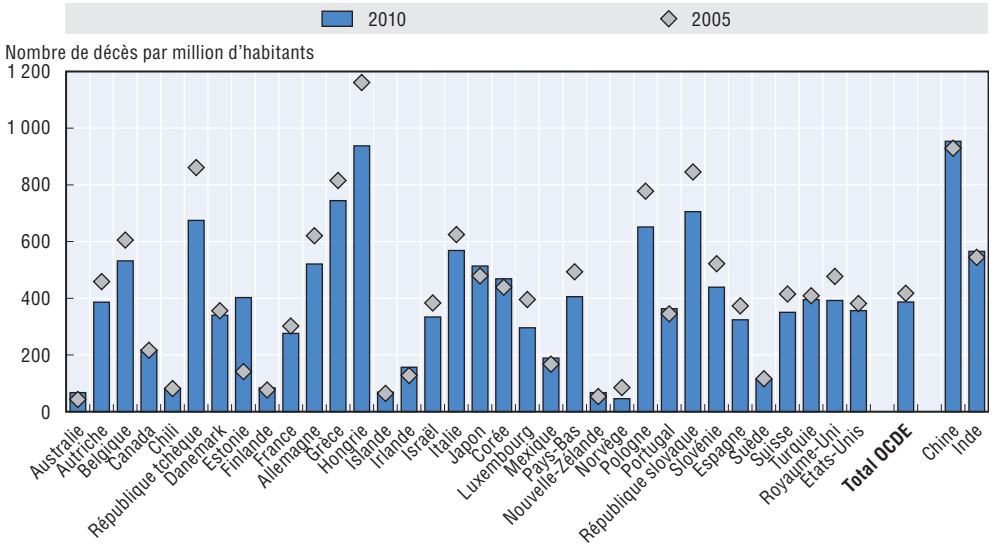
Enfin, si la Chine, l'Inde et la zone de l'OCDE représentent, non seulement la majorité de la population mondiale, mais aussi une plus grande majorité encore des personnes touchées par la pollution de l'air – environ 75 % des victimes de la pollution de l'air ambiant en 2010, d'après le tableau 2.4 – il reste à savoir comment évolue la situation *dans le reste du monde*. À cet égard, comme environ la moitié de la population du « reste du monde » vit dans les autres économies émergentes d'Asie, dans des pays dont le niveau de développement est plus proche de celui de l'Inde que de celui de la Chine, il est difficile de ne pas penser que ces pays ne vont pas continuer eux aussi à contribuer, pendant un certain temps, à la hausse mondiale du nombre de décès dus à la pollution[11].

Mortalité due à la pollution de l'air par million d'habitants

Le graphique 2.5 illustre les décès par million d'habitants dans tous les pays de l'OCDE, ainsi qu'en Chine et en Inde. De manière peu surprenante, les données varient grandement, ce qui est le résultat d'une panoplie de facteurs : la géographie physique et économique, l'héritage historique des schémas industriels, énergétiques et de transport, ainsi que le développement historique des contrôles règlementaires efficaces. Il est cependant important de noter que la tendance entre 2005 est 2010 est fortement similaire : on constate une évolution globale positive mais pas uniforme à travers les pays membres de l'OCDE, notamment une augmentation des décès par million d'habitants dans 12 des 14 pays dans lesquels le nombre de décès a augmenté en valeur absolue. En Chine, on constate une augmentation de la mortalité par million d'habitants plus faible que le nombre de décès en valeur absolue entre 2005 et 2010 : même si elle n'est que d'environ 2.5 %, cette évolution

marque néanmoins une hausse. On observe une situation comparable en Inde : la hausse (d'environ 4 %) mesurée par million d'habitants est moins élevée qu'en valeur absolue ; mais ce résultat reflète toutefois aussi une détérioration plus marquée qu'en Chine.

Graphique 2.5. **Décès imputables à la pollution de l'air ambiant dans les pays de l'OCDE, en Chine et en Inde, par million d'habitants, en 2005 et 2010**



Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*. Statistiques démographiques : *http://dotstat.oecd.org/Index.aspx*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114685

2.4. Coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air

Comme nous l'avons déjà souligné, il existe désormais une base de données épidémiologiques robuste sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, même s'il reste du travail à accomplir pour pouvoir établir, selon des modalités compatibles avec ces données, la part de ces effets qui revient à chaque secteur. De même, comme nous l'avons indiqué en introduction, on dispose également maintenant d'une base de données économiques robuste pour calculer le coût de la mortalité, même s'il reste du chemin à parcourir pour pouvoir calculer les multiples coûts de la morbidité selon des modalités compatibles avec ces données.

Il est donc maintenant possible de parvenir à une estimation relativement robuste, fût-elle un peu incomplète, du coût économique des effets sanitaires de la pollution et, par conséquent, de calculer des estimations

certaines du coût de la mortalité imputable à la pollution atmosphérique dans les pays étudiés – le 34 pays de l'OCDE ainsi que la Chine et l'Inde – et des estimations indicatives des coûts supplémentaires imputables à la morbidité. Il est également possible d'établir, avec quelques réserves, une estimation indicative de la place qu'occupe le transport routier dans ce coût de la mortalité et dans la somme du coût de la mortalité et des coûts, estimés à titre indicatif, de la morbidité.

Présentée ainsi, l'analyse qui suit est également révélatrice des travaux qui restent à accomplir, à savoir la mise au point définitive d'une méthode pour calculer les coûts de la morbidité et estimer la contribution du transport routier aux coûts de la mortalité et de la morbidité et l'application de cette méthode à tous les pays du monde.

Dans un premier temps, il convient de définir des estimations par pays du coût économique de chaque vie perdue, en d'autres termes d'établir la VVS propre à chaque pays à l'aide de la formule recommandée dans OCDE (2012b). La formule d'origine est décrite et illustrée dans l'encadré 2.2 ci-après. Aux fins de la présente étude, elle est adaptée sous une forme légèrement modifiée, comme précisé dans l'encadré 2.3.

Cette formule de calcul et les tableaux présentés ci-après appellent plusieurs réserves importantes.

La première a trait à la raison qui justifie le calcul d'estimations de la VVS propre à un pays. Comme nous l'avons souligné au début de ce document, l'estimation de la VVS résulte de l'agrégation d'estimations individuelles, plus précisément de l'agrégation de ce que, d'après les enquêtes sur le consentement à payer, les individus consentent à payer pour obtenir une réduction marginale du risque de décès prématuré. Dans le monde tel que nous le connaissons, les individus ne sont pas tous également dotés des ressources nécessaires pour effectuer cet arbitrage : certains travaillent pour un salaire dérisoire, tandis que d'autres héritent d'une fortune qui leur rapporte un milliard de dollars par an. C'est pourquoi toutes les sociétés humaines sans exception s'efforcent de mutualiser, à des degrés divers, les risques à l'échelle de la société sous forme de biens publics – efforts qui s'ajoutent aux mesures prises pour garantir une plus ou moins forte redistribution des revenus. Or, il se trouve que le niveau auquel cette mutualisation s'effectue aujourd'hui est le niveau national.

C'est la raison – et l'unique raison – pour laquelle il est justifié d'agréger les VVS au niveau national plutôt qu'à un niveau inférieur, comme le quartier ou, pour être plus réaliste, la province, ou à un niveau supérieur, comme le monde ou, pour être plus réaliste, un ensemble de nations de la taille d'un continent.

Encadré 2.2. **Calcul de la VVS propre à un pays : facteurs de correction et illustration**

Un rapport préliminaire et interne à l'OMS fournit un récapitulatif utile des facteurs de correction à utiliser pour calculer la VVS propre à un pays à l'aide de la formule recommandée dans OCDE (2012b) – et présente, à titre d'exemple, le calcul de la VVS pour le Danemark en 2011. Nous présentons ci-après ces informations, auxquelles nous avons apporté de légers changements pour corriger des erreurs mineures ou des modifications de forme pour faciliter la présentation.

VVS-UE	La valeur d'une vie statistique (VVS) moyenne pour l'UE27 : l'OCDE (2012b) recommande une valeur de référence égale à 3.6 millions, et un intervalle de 1.8-5.4 millions USD (USD de 2005).
Y C	Produit intérieur brut (PIB) par habitant à parité de pouvoir d'achat (PPA), en 2011 : le PIB est converti en dollars internationaux au moyen de taux à PPA.
Y UE	PIB moyen par habitant de l'UE27, à PPA, en 2011. Il est égal à 32 220 USD.
β	Élasticité-revenu de la VVS : mesure la hausse, en pourcentage, de la VVS induite par une hausse, en pourcentage, du revenu. Elle s'établit à 0.8 au maximum et 0.4 au minimum.
PPA	Taux de change corrigé des PPA, en 2005. La PPA correspond au nombre d'unités de la monnaie d'un pays nécessaire pour acheter la même quantité de biens et services sur le marché intérieur que celle qu'un dollar des États-Unis permettrait d'acheter aux États-Unis.
$\%\Delta P$	Hausse, en pourcentage, des prix à la consommation entre 2005 et 2011. Cette hausse est mesurée par l'indice des prix à la consommation (IPC), qui rend compte de l'inflation ou de l'évolution du prix, pour le consommateur moyen, de l'achat d'un panier de biens et services.
$\%\Delta Y$	Évolution, en pourcentage, de la croissance du PIB réel par habitant entre 2005 et 2011. Ce calcul est effectué à partir de la croissance annuelle du PIB réel par habitant.

Calcul de la VVS pour le Danemark en 2011, en retenant une VVS de 3.6 millions (USD de 2005)

La VVS en 2011 est obtenue à partir de l'équation :

$$\text{VVS 2011} = \text{VVS UE 2005} \times (\text{Y C} / \text{Y UE})^{\beta} \times \text{PPA} \times (1 + \%\Delta P + \%\Delta Y)$$

Indiquer la valeur de chaque facteur de correction pour le Danemark :

$$\text{VVS 2011} = (3.6 \text{ millions USD}) * (1.21) * (8.59 \text{ DKK/USD}) * (1.12) = 42.0 \text{ DKK}$$

Calculer l'évolution, en pourcentage, de la croissance du PIB réel par habitant ($\%\Delta Y$) et la hausse, en pourcentage, des prix à la consommation en termes réels ($\%\Delta P$) entre 2005 et 2011 au Danemark :

Inflation et croissance annuelle du PIB réel par habitant du Danemark

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Croissance annuelle du PIB réel par habitant	2.16	3.06	1.13	-1.37	-6.17	1.13	0.63
IPC	100						114

Encadré 2.2. **Calcul de la VVS propre à un pays : facteurs de correction et illustration** *(suite)*

La %ΔP entre 2005 et 2011 s'obtient en retranchant l'IPC de 2005 (valeur de référence) de l'IPC de 2011 (114-100 = 14 % ou 0.14).

Calculer l'indice de croissance du PIB réel par habitant en 2011 :

Indice 2011 = 1.0306 * 1.0113 * 0.986 * 0.938 * 1.0113 * 1.0063 = 0.982.

La variation %ΔY est alors égale à la différence entre l'indice en 2011 et l'indice en 2005 :

0.982 – 1 = -0.018 ou -1.8%.

Source : OCDE (2012), *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*, Éditions OCDE, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr* ; et un document interne à l'OMS.

Encadré 2.3. **Calcul de la VVS propre à un pays : formule appliquée dans le présent ouvrage**

La formule de l'OCDE employée pour les calculs ci-dessous diffère de la version présentée dans l'encadré 2.2 à trois égards.

- Tout d'abord, la valeur de référence utilisée ici pour calculer la VVS est la valeur de référence de l'OCDE pour l'ensemble des pays de l'OCDE, soit 3 millions USD, et non pas la valeur de référence pour le groupe de pays de l'UE, soit 3.6 millions USD.
- Ensuite, ce calcul est exprimé entièrement en estimations USD corrigées des parités de pouvoir d'achat telles que publiées dans la base de données statistiques de l'OCDE, et non pas en devises nationales reconverties en estimations en USD aux PPA.
- Enfin, la correction de l'élasticité-revenu est appliquée non seulement à la valeur de 2005, mais aussi à son augmentation après 2005.

Ainsi, la formule utilisée ci-après est la suivante :

$$\text{VSL C 2010} = \text{VSL OECD 2005} \times (\text{Y C/Y OECD})^{\beta} \times (1 + \%\Delta P + \%\Delta Y)^{\beta}.$$

Il s'ensuit que les différences entre les VVS des différents pays reflètent généralement les différences de revenu net par habitant entre pays au cours d'une année donnée. C'est la raison pour laquelle, pour l'année de référence 2005, la VVS calculée pour l'Allemagne est environ deux fois plus élevée que celle estimée pour la Pologne. Cependant, les habitants de la région de Mazovie disposent évidemment d'un revenu par habitant plus élevé que ceux du Land de Brandebourg – en réalité, ils disposent même aujourd'hui d'un revenu par habitant supérieur à la moyenne de l'UE. C'est en fait le niveau

auquel les estimations sont agrégées – qui est celui auquel les risques sont mutualisés dans la pratique – qui entraîne un nivellement vers le bas des préférences des habitants de Varsovie et un nivellement vers le haut des préférences des habitants de Rostock, à tel point que les premières deviennent inférieures aux secondes. Il ne s'agit pas là d'un jugement normatif émis par un économiste, mais de la simple reconnaissance de la réalité telle qu'elle se présente aujourd'hui.

Il s'ensuit également que le calcul de l'économiste ne serait pas le même si la mutualisation des risques s'effectuait à un niveau inférieur ou supérieur. Par exemple, si elle s'effectuait au niveau des provinces, on obtiendrait une VVS plus élevée pour la Mazovie que pour le Land de Brandebourg. Et si une « union sans cesse plus étroite » des peuples européens devait se réaliser un jour, on calculerait une estimation unique de la VVS pour l'UE.

Indépendamment de ces changements institutionnels susceptibles de se produire à une échéance hypothétique, les différentiels bien réels de taux de croissance par habitant font évidemment évoluer les différences de VVS entre les pays. En général, ces différentiels entraînent un mouvement de convergence des estimations de VVS, les pays plus pauvres cherchant à « rattraper » les pays plus riches en adoptant des techniques de production plus avancées. Il n'est donc pas surprenant que le ratio qui rapporte la VVS de l'Allemagne à celle de la Pologne soit passé de 2 pour 1 en 2005 à 1.5 pour 1 en 2010.

Ces observations s'appliquent d'autant plus à la différence entre la VVS calculée pour les États-Unis, qui occupent la première place dans le domaine technologique, et les estimations réalisées pour la Chine et l'Inde. Il n'est guère surprenant qu'en 2005 comme en 2010, la VVS calculée pour les États-Unis ait été plusieurs fois plus élevée que la VVS estimée pour la Chine et surtout pour l'Inde, cette différence reflétant l'important écart de revenu par habitant qui existe actuellement entre ces pays.

Il est aussi assez logique que l'écart entre les États-Unis d'une part et la Chine et l'Inde d'autre part se réduise plus vite que la différence entre l'Allemagne et la Pologne. En effet, alors que le PIB par habitant des États-Unis n'a quasiment pas évolué entre 2005 et 2010, celui de la Chine a progressé d'environ 65 % et celui de l'Inde de 40 % (OCDE, 2013 et Banque mondiale, 2013). Il est évident depuis plusieurs décennies que la Chine et l'Inde sont résolument engagées dans un processus de développement qui vise à faire converger leur niveau de revenu par habitant et celui des pays aujourd'hui considérés comme avancés[12] – ou plus précisément – à *restaurer* la convergence qui a existé pendant la majeure partie des deux premiers millénaires de l'ère commune (Maddison, 2001 et 2003). Par conséquent, dans les décennies à venir, toutes les estimations liées au PIB, y compris la VVS, vont évoluer d'une année sur l'autre.

Une dernière réserve doit être signalée : étant donné le niveau auquel elles sont agrégées, les estimations de VVS par pays ne sont évidemment que des estimations ; il n'est pas possible qu'elles soient précises et prétendre le contraire n'aurait pas de sens. Elles entrent néanmoins dans le calcul du résultat global – c'est-à-dire du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique – et doivent donc être introduites avec précision dans les équations correspondantes. Par souci de transparence, nous indiquons dans les tableaux ci-après les valeurs utilisées pour le calcul – exprimées en dollars entiers –, et dans le commentaire, nous les exprimons dans les unités plus grandes qui conviennent. Pour autant, nous ne prétendons pas fournir des « estimations précises », nos estimations de la VVS restant des estimations.

Coût économique dans les pays membres de l'OCDE

L'application de la formule de calcul recommandée par l'OCDE permet d'obtenir les estimations de la VVS présentées dans les troisième et sixième colonnes du tableau 2.13 pour les pays membres de l'OCDE en 2005 et 2010. L'application de ces valeurs aux données épidémiologiques présentées plus haut permet d'obtenir les estimations du coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant figurant dans les quatrième et septième colonnes du tableau 2.13 pour chaque pays membre de l'OCDE en 2005 et 2010.

Comme indiqué *supra*, le coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant a augmenté d'environ 7 % entre 2005 et 2010 dans les pays de l'OCDE. Ce coût continue d'augmenter, alors même que le nombre de décès lui-même a cessé de croître. À noter également que le coût en valeur absolue s'élève à 1 600 milliards USD, ce qui, de quelque point de vue que l'on se place, est un montant élevé.

Comme nous l'avons déjà indiqué, il reste des travaux à accomplir pour pouvoir effectuer un calcul définitif des coûts de la morbidité. Toutefois, pour que l'analyse présentée ici soit exhaustive, il convient de donner des estimations indicatives sur le coût que la morbidité pourrait ajouter au coût de la mortalité présenté dans le tableau 2.13.

Comme souligné à la fin du premier chapitre, il ressort des derniers travaux internationaux en date, en particulier ceux conduits dans le cadre de la Stratégie thématique de l'UE sur la pollution atmosphérique, que les coûts de la morbidité ajoutent environ 10 % au coût total de la mortalité calculé d'après la VVS moyenne. Si l'on applique les nouvelles estimations recommandées par l'OCDE pour la VVS, ce coût supplémentaire diminue ; en revanche, ce coût supplémentaire pourrait augmenter si l'on calculait le coût de la morbidité en tenant pleinement compte des estimations du CAP. Par conséquent, pour l'heure, il semble raisonnable de retenir un coût supplémentaire de 10 % environ.

Tableau 2.13. **Coût économique des décès imputables à la pollution de l'air ambiant pour chaque pays de l'OCDE en 2005 et 2010**

	2005			2010		
	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.4)	VVS 2005 millions USD[1]	n x VVS, 2005 millions USD	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.4)	VVS 2010 millions USD[2]	n x VVS, 2010 millions USD
Allemagne	51 155	3.085	157 788	42 578	3.480	148 182
Australie	882	3.380	2 981	1 483	3.925	5 821
Autriche	3 773	3.283	12 386	3 240	3.670	11 892
Belgique	6 341	3.170	20 104	5 811	3.504	20 361
Canada	6 989	3.397	23 742	7 469	3.657	27 312
Chili	1 329	1.505	2 000	1 398	1.923	2 688
Corée	21 127	2.404	50 783	23 161	3.027	70 117
Danemark	1 929	3.248	6 266	1 886	3.456	6 519
Espagne	16 182	2.785	45 074	14 938	3.059	45 691
Estonie	191	1.860	355	538	2.269	1 221
États-Unis	112 721	4.088	460 751	110 292	4.498	496 145
Finlande	402	3.052	1 227	450	3.319	1 494
France	18 457	2.960	54 633	17 389	3.155	54 863
Grèce	9 054	2.535	22 951	8 346	2.824	23 570
Hongrie	11 712	1.899	22 247	9 376	2.316	21 715
Irlande	528	3.677	1 942	713	3.751	2 674
Islande	19	3.388	64	22	4.456	98
Israël	2 656	2.440	6 480	2 548	2.922	7 445
Italie	36 314	2.857	103 764	34 143	2.995	102 274
Japon	61 173	3.031	185 426	65 776	3.068	201 813
Luxembourg	184	5.779	1 063	150	6.283	942
Mexique	17 954	1.483	26 631	21 594	1.811	39 109
Norvège	393	4.337	1 704	225	4.650	1 046
Nouvelle-Zélande	220	2.621	577	294	2.937	864
Pays-Bas	8 050	3.397	27 349	6 741	3.761	25 353
Pologne	29 679	1.608	47 729	25 091	2.098	52 631
Portugal	3 623	2.284	8 273	3 842	2.499	9 603
République slovaque	4 543	1.828	8 302	3 805	2.418	9 202
République tchèque	8 811	2.275	20 045	7 096	2.749	19 508
Royaume-Uni	28 345	3.258	92 345	24 064	3.554	85 524
Slovénie	1 044	2.462	2 570	900	2.898	2 608
Suède	1 048	3.210	3 364	1 077	3.502	3 771
Suisse	3 085	3.516	10 846	2 744	3.851	10 566
Turquie	28 045	1.381	38 725	28 924	2.024	58 548
Total OCDE	**497 958**		**1 470 487**	**478 104**		**1 571 170**

1. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8.
2. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8 et pour tenir compte de la croissance du revenu et de l'inflation postérieures à 2005.

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*; et OCDE (2013), OECD Stat Extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114704

L'application de ce coût supplémentaire aux résultats figurant dans le tableau 2.13 permet d'obtenir une estimation indicative du coût économique total des effets sanitaires de la pollution de l'air ambiant, y compris du coût de la mortalité.

Tableau 2.14. **Estimation indicative du coût économique total des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris dans les pays de l'OCDE en 2005 et 2010**

	2005		2010	
	Coût de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.13)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %	Coût de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.13)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %
Pays de l'OCDE	1 470 487	≈ 1 617 536	1 571 170	≈ 1 728 287

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/;* OCDE (2013), OECD. Stat Extracts. *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#;* et Holland (2012), Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA.

En somme, en 2010, les impacts sanitaires de la pollution ambiante avaient un coût économique d'environ 1 700 milliards USD pour les pays de l'OCDE, chiffre qui, arrondi par excès, avoisine les 2 000 milliards USD.

C'est à la lumière de *ces* résultats que les autorités des pays de l'OCDE doivent évaluer la signification des écarts éventuels entre les estimations de la VVS qu'elles utilisent dans leurs évaluations nationales et les estimations de la VVS par pays recommandées par l'OCDE. Aux États-Unis, les autorités recommandent une valeur légèrement plus élevée que celle préconisée par l'OCDE (par exemple, ministère fédéral des Transports des États-Unis, 2013), tandis que dans certains autres pays, elles utilisent des valeurs un peu plus faibles. Quoi qu'il en soit, étant donné l'ampleur du coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air, il n'est guère imaginable que de légères différences de VVS puissent remettre en cause le bien-fondé des mesures d'atténuation envisagées aujourd'hui aux États-Unis, dans l'UE et ailleurs.

Coût économique en Chine

Nous avons appliqué à la Chine la même méthode que celle qui vient d'être décrite pour les pays de l'OCDE. Dans un premier temps, nous avons employé la méthode préconisée par l'OCDE pour calculer les estimations de la VVS pour 2005 et 2010 présentées dans les troisième et sixième colonnes du tableau 2.15. Nous avons ensuite calculé le coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant pour ces deux années (les quatrième et septième colonnes du tableau 2.15).

Tableau 2.15. **Coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant en Chine en 2005 et 2010**

	2005			2010		
	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.7)	VVS 2005 millions USD[1]	n x VVS millions USD de 2005	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.7)	VVS 2010 millions USD[2]	n x VVS millions USD de 2010
Chine	1 215 180	0.610	741 019	1 278 890	0.975	1 246 713

1. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8.
2. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8 et pour tenir compte de la croissance du revenu et de l'inflation postérieures à 2005.

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; et OCDE (2013), OECD Stat extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114723

Enfin, la dernière étape du calcul, présenté dans le tableau 2.16, est d'établir des estimations indicatives du coût économique total des effets sanitaires de la pollution de l'air ambiant en supposant que la morbidité majorait le coût d'environ 10 %. Il importe cependant d'insister sur la nature indicative de cette dernière estimation, dans la mesure où ce coût supplémentaire de 10 % a été établi d'après des travaux de l'UE sur des données relatives à l'UE.

Tableau 2.16. **Estimation indicative du coût économique total des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, en Chine, en 2005 et 2010**

	2005		2010	
	Coûts de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.15)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %	Coûts de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.15)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %
Chine	741 019	≈ 815 121	1 246 713	≈ 1 371 384

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; OCDE (2013), OECD. Stat Extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#* ; et Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC.

La hausse de 60 % de la VVS constatée en Chine au cours de la courte période qui s'est écoulée entre 2005 et 2010 mérite d'être soulignée. Elle n'a cependant rien de surprenant, compte tenu du taux de croissance qu'a connu le pays durant cette période et de la résistance de ce taux face à la crise économique mondiale.

Elle concourt néanmoins à l'augmentation de 70 % du coût économique de la mortalité.

D'après ces calculs, le coût économique de la mortalité pour la Chine était comparable à celui supporté par les pays de l'OCDE – il en allait ainsi en 2010 et il en va *a fortiori* encore ainsi aujourd'hui.

Faute de données spécifiques, il est possible d'ajouter le coût supplémentaire de 10 % évalué pour l'UE pour obtenir une estimation indicative du coût économique total des effets sanitaires de la pollution atmosphérique. À noter toutefois que la comparaison entre les AVCI et les AVP faisait ressortir un écart de 5 % en Chine contre 9 % dans les pays de l'OCDE, ce qui nous conduit à insister de nouveau sur le caractère strictement indicatif de notre estimation.

Il est cependant un point sur lequel aucun doute n'est permis : le coût économique total que les effets sanitaires de la pollution atmosphérique imposent à la Chine est élevé.

Coût économique en Inde

La même méthode peut être employée pour l'Inde. Dans un premier temps, nous calculons les estimations de la VVS présentées dans les troisième et sixième colonnes du tableau 2.17. Nous calculons ensuite le coût économique des décès (quatrième et septième colonne du tableau 2.17), avant de fournir une estimation indicative du coût économique total des effets sanitaires de la pollution atmosphérique (tableau 2.18).

Tableau 2.17. **Coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant en Inde, en 2005 et 2010**

	2005			2010		
	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.10)	VVS 2005 en millions USD[1]	n x VVS 2005 millions USD	Nb. de décès, n (d'après le tableau 2.10)	VVS 2010 en millions USD[2]	n x VVS 2010 millions USD
Inde	620 622	0.375	232 736	692 425	0.602	416 704

1. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8.
2. En retenant une valeur de référence pour l'OCDE de 3 millions USD en 2005, corrigée pour tenir compte de l'écart de PIB par habitant à PPA élevé à la puissance d'une élasticité-revenu de 0.8 et pour tenir compte de la croissance du revenu et de l'inflation postérieures à 2005.

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*; et OCDE (2013), OECD.Stat Extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

StatLink http://dx.doi.org/10.1787/888933114742

Comme indiqué ci-dessus, l'Inde, qui a connu un taux de croissance rapide au cours de la période de cinq ans considérée a également vu la VVS augmenter de 60 %. Si l'on ajoute à cela que l'augmentation du nombre de décès a été supérieure à celle constatée en Chine, le coût économique des

Tableau 2.18. **Estimation indicative du coût économique total des effets sanitaires de la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, en Inde, en 2005 et 2010**

	2005		2010	
	Coûts de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.17)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %	Coûts de la mortalité, millions USD (d'après le tableau 2.17)	Coût de la mortalité + coût de la morbidité, millions USD, en supposant que le coût supplémentaire est de 10 %
Inde	232 736	≈ 256 010	416 704	≈ 458 734

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; OCDE (2013), OECD.Stat extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#;* et la Banque Mondiale (2013), World Data Bank, World Development Indicators, *http://databank.banquemondiale.org/data/home.aspx;* Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC.

décès a progressé davantage en Inde qu'en Chine – le coût économique ayant augmenté de 80%.

Le coût supplémentaire de 10 % retenu pour obtenir une estimation indicative du coût économique total ayant été établi sur la base de données relatives à l'UE, il convient de garder à l'esprit qu'en Inde, la comparaison entre les AVCI et les AVP fait ressortir une différence de 4 %, alors que cet écart est de 9 % pour les pays de l'OCDE. Nous insistons donc une fois de plus sur le caractère indicatif de l'estimation fournie ci-après.

Si le coût économique total des effets sanitaires de la pollution atmosphérique est encore indéniablement plus faible en Inde qu'en Chine ou dans les pays de l'OCDE, son évolution est préoccupante[13].

2.5. Part du coût économique imputable au transport routier

Les calculs présentés *supra* portent sur le coût économique des effets sanitaires de la *pollution atmosphérique*, et non sur la part de ce coût économique qui revient au *transport routier*. Il ne nous est pas possible de fournir ici une estimation certaine de cette composante du coût.

Cette impossibilité ne tient pas à l'absence d'estimations, la recherche s'intéressant au contraire depuis longtemps aux coûts externes du transport routier, y compris à ceux de la pollution due à la circulation routière et de ses effets sanitaires. Elle est en réalité due au fait que ces estimations ne sont pas comparables et compatibles avec les données épidémiologiques et économiques à partir desquelles les calculs ci-dessus ont été effectués. En particulier, comme nous l'avons déjà souligné, il n'a pas encore été possible d'apporter à la base de données sectorielles des améliorations à la hauteur des progrès importants récemment réalisés concernant la base de données épidémiologiques.

Une étude de référence publiée fin 2011 calculait le coût économique de la pollution atmosphérique due au transport routier pour 27 pays européens – les 27 pays que comptait alors l'UE, sauf Chypre[14, 15] et Malte, plus la Norvège et la Suisse – et l'estimait à 50 610 millions EUR en 2008 (CE Delft, INFRAS et Fraunhofer ISI, 2011). D'après le tableau 2.13 *supra*, le coût économique des décès dans les 24 pays européens membres de l'OCDE – 21 États membres de l'UE plus l'Islande, la Norvège et la Suisse, ci-après dénommés l'UE24 – est estimé à 661 308 millions USD. Ces deux séries de données ne sont pas compatibles. Si l'on part du principe que les nouvelles données épidémiologiques sont exactes, il convient de ne pas retenir l'ancienne estimation du coût économique : il n'est pas possible que la part imputable au transport de ce coût total plus élevé soit suffisamment faible pour que l'on obtienne un résultat proche 50 610 millions EUR.

Les études existantes permettent d'établir des estimations indicatives de la *part* du coût économique calculé dans la présente analyse qui peut être attribuée à la pollution causée par le transport routier – à tout le moins pour les pays de l'OCDE dans lesquels ont été réalisées des études sur la part des émissions polluantes, des effets sanitaires et des coûts économiques qui est imputable au transport routier. Nous fournissons donc ci-après ces estimations indicatives pour les pays de l'OCDE et l'UE24, et formulons quelques observations générales sur la Chine, l'Inde et le reste du monde.

Estimation de la part du transport routier dans les pays membres de l'OCDE

Il ressort d'une analyse des études existantes qu'au sein de l'UE24, le coût économique imputable au transport, calculé selon une méthode appropriée, représente vraisemblablement quelque 50 % du coût économique total.

Une étude réalisée en 2000 sur l'Autriche, la France et la Suisse, qui a ouvert la voie à la construction de la base de données de l'OMS et de la base de données sur l'environnement de l'OCDE[16], estimait que la pollution atmosphérique due à la circulation routière était à l'origine de 54 % du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique dans les trois pays considérés ensemble. Depuis 2000, les émissions polluantes dues au secteur du transport ont diminué plus rapidement que les émissions polluantes en général (AEE, 2013), si bien que toutes choses étant égales par ailleurs, la part du coût économique imputable au transport routier a vraisemblablement diminué. En revanche, cette part est probablement sensiblement plus élevée dans certains pays de l'UE24 que dans les trois pays sur lesquels portait cette étude. Ainsi, selon une étude plus récente réalisée au Royaume-Uni (Moore et Newey, 2012), en 2008 les véhicules routiers étaient à l'origine de 80 % des émissions de particules à Londres et de 42 % de ces émissions à Manchester. De surcroît, la période qui s'est écoulée depuis lors a

été marquée par une progression constante de la place du diesel dans le parc automobile.

La dernière étude pertinente en date, publiée par le Massachusetts Institute of Technology (MIT) en novembre 2013 (Caiazzo et al., 2013 ; Chu, 2013), calcule la contribution des différents secteurs d'activité aux décès liés à la pollution atmosphérique aux États-Unis en 2005. Il en ressort que le transport routier était responsable de 28 % du total – ou alors de 34 % du total, en limitant le dénominateur à la production d'électricité, à l'industrie, au transport aérien, au transport maritime et au transport ferroviaire[17]. Compte tenu du fait que cette estimation concerne les *États-Unis* – où il est établi de longue date que la production d'électricité est à l'origine d'une part plus importante des décès que dans l'UE (voir également la réflexion sur les différences entre l'Europe et les États-Unis dans Caiazzo et al., 2013), si bien que la part imputable au transport routier est plus faible – ces constatations sont cohérentes par rapport à l'hypothèse selon laquelle le transport routier expliquerait 50 % du coût économique *dans l'UE24*.

Ainsi, et sans oublier le caractère strictement indicatif de cette estimation, le montant de la part du coût économique imputable au transport routier au sein de l'UE24 peut maintenant être estimé comme suit :

Tableau 2.19. **Estimation indicative de la part, imputable au transport routier, du coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant dans l'UE24 en 2010**

	Coût économique des décès dus à la pollution de l'air ambiant, millions USD (d'après le tableau 2.13)	Montant de la part du coût économique imputable au transport routier, en supposant que cette part s'établit à 50 %
UE24	661 308	≈ 330 654

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013a), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/*; et OCDE (2013), OECD.Stat Extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

Tableau 2.20. **Estimation indicative de la part, imputable au transport routier, du coût économique des impacts sanitaires dus à la pollution de l'air ambiant, coût de la morbidité compris, UE24 en 2010**

	Coût économique des impacts sanitaires, y compris de la morbidité, millions USD (d'après le tableau 2.14)	Montant de la part du coût économique imputable au transport routier, en supposant que cette part s'établit à 50 %
UE24	≈ 727 439	≈ 363 720

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; OCDE (2013), OECD.Stat Extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#* ; et Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC.

En outre, si – et seulement si – l'on admet que le pourcentage de 50 % estimé à partir de données relatives à l'UE peut provisoirement être appliqué aux pays de l'OCDE dans leur ensemble, tout en gardant à l'esprit que cette part est probablement plus faible aux États-Unis mais plus élevée dans certains pays de l'OCDE non membres de l'UE, le montant de cette part pour la zone de l'OCDE peut être calculé comme suit :

Tableau 2.21. **Estimation indicative du coût économique de la mortalité due à la pollution de l'air ambiant imputable au transport routier dans les pays de l'OCDE en 2010**

	Coût économique de la mortalité due à la pollution de l'air ambiant, millions USD, (d'après le tableau 2.13)	Montant de la part de ce coût économique imputable au transport routier, en supposant que cette part s'établit à 50 % du coût économique total
Pays de l'OCDE	1 571 170	≈ 785 585

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, colonne centrale, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; et OCDE (2013), OECD Stat extracts, *http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

Tableau 2.22. **Estimation indicative du coût économique des impacts sanitaires de la pollution de l'air ambiant due au transport routier, coût de la morbidité compris dans les pays de l'OCDE en 2010**

	Coût économique des impacts sanitaires, y compris de la morbidité, millions USD (d'après le tableau 2.14)	Montant de la part de ce coût imputable au transport routier, en supposant que cette part s'établit à 50 % du coût économique total
Pays de l'OCDE	≈ 1 728 287	≈864 144

Source : D'après Institute for Health Metrics and Evaluation (2013), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, colonne centrale, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare/* ; et OCDE (2013), *OECD. Stat Extracts, http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#* ; et Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC.

Estimation de la part revenant au transport routier en Chine, en Inde et dans le reste du monde

Ce serait aller trop loin, étant donné les différences de situation matérielle, que de vouloir appliquer à la Chine, à l'Inde et au reste du monde l'estimation établie sur la base de données relatives à l'UE.

En réalité, on a de bonnes raisons de penser que la part du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique revenant au transport y est moins importante. En effet :

- le nombre de véhicules par habitant est plus faible, même en Chine ;
- en Chine et en Inde en particulier, les mesures antipollution applicables aux secteurs autres que le transport sont moins exigeantes, ces deux pays appliquant aux véhicules des normes relativement strictes avec l'adoption, bien que tardive, des normes Euro (Amann, Klimont et Wagner, 2013) ;

- la production d'électricité est fortement tributaire du charbon.

Ce que l'on peut dire toutefois est que, même si elle est comparativement plus faible, la part du transport routier dans les 2 000 milliards USD de coûts économiques imposés par la pollution atmosphérique à la Chine et à l'Inde représente une lourde charge pour ces deux pays. Il en va de même, *mutatis mutandis*, pour le reste du monde.

Notes

1. En ce qui concerne GBD 2010, voir en particulier, Lim et al. (2012) et Institute for Health Metrics and Evaluation (2013b). Voir également Cohen et al. (2004 ; 2005) et les arguments avancés au sujet de la nécessité de disposer de meilleures estimations des effets de la pollution atmosphérique que celles présentées dans GBD 2000.
2. Ainsi peut-on lire dans Institute for Health Metrics and Evaluation (2013b) : « Pour que le nombre de décès attribués à chaque cause ne soit pas supérieur au nombre total de décès estimé dans une analyse démographique indépendante GBD, les chercheurs utilisent une méthode de correction dénommée CoDCorrect. Cette technique empêche que la somme du nombre de décès attribués à chaque cause soit supérieure à 100 % des décès au cours d'une année donnée.
3. Deux études très récentes exploitant les nouvelles techniques de contrôle et de modélisation donnent des résultats légèrement plus élevés (Caiazzo et al., 2013) et légèrement plus faibles (Silva et al., 2013), ce qui ne remet cependant pas en cause la forte révision à la hausse intervenue depuis l'étude GBD de 2000 et ne mérite pas qu'on s'y arrête.
4. À noter que les estimations relatives à 1990 présentées ici ont été obtenues à l'aide de la nouvelle méthodologie : Lim et al. (2012).
5. Nous nous appuyons essentiellement sur les données de l'étude GBD de 2010, en particulier Institute for Health Metrics and Evaluation (2013a) et Institute for Health Metrics and Evaluation (2013b).
6. Nous nous appuyons essentiellement sur les données de l'étude GBD de 2010 et sur celles de l'OCDE, en particulier sur OCDE (2012a) et OCDE (2013).
7. À savoir les données de l'étude GBD de 2010 et les données économiques de l'OCDE, issues des sources citées dans les notes précédentes.
8. Bien sûr, la production automobile génère aussi de la pollution, quoiqu'elle n'en produise pas autant que le trafic routier. Ainsi, la production de nouveaux véhicules satisfaisant à des normes d'émission plus strictes augmentera la pollution sur les sites de production et au stade de l'extraction des matières premières, mais moins qu'elle n'en évitera sur les routes.
9. Voir *ibid* et également Banrejee et al. (2012). Il est important de noter qu'une augmentation des embouteillages concourt directement à l'augmentation de la pollution atmosphérique : sur ce point, voir, entre autres, Commission européenne (2011a) et surtout Commission européenne (2011b).
10. Par souci de simplicité, nous n'indiquons que l'estimation centrale, sans préciser l'intervalle. Le graphique 2.1 indique un total de 3.2 millions de décès à l'échelle mondiale en 2010, alors que le total indiqué dans ce graphique-ci avoisine les

3.4 millions de décès. La différence tient au fait que ce dernier chiffre englobe les décès provoqués par la pollution ambiante par l'ozone, en plus de ceux dus à la pollution de l'air ambiant par les particules pris en compte dans le graphique 2.1.

11. Pour des informations plus directes sur l'expérience des autres économies asiatiques, voir Institute for Health Metrics and Evaluation (2013c). Voir également Miraglia, Saldiva et Böhm (2005), et Yaduma, Kortelainen et Wossnik (2012), pour des études nationales plus anciennes sur des pays très peuplés dans d'autres régions du monde, en l'occurrence le Brésil et le Nigeria.

12. Voir, entre autres, Wilson et Purushothaman (2003) et Roy (2006), notamment le commentaire de Roy sur Wilson et Purushothaman (2003). Comme le souligne Roy (2006), le rythme de convergence a en réalité dépassé ce qui était initialement prévu dans le modèle de Goldman Sachs : « dans ce modèle, la croissance chinoise devait devenir inférieure à 8 % en 2005 avant de diminuer progressivement pour s'établir à 5 % par an à l'horizon 2020 environ. En réalité, en 2005, la croissance s'est établie à 9 %. La croissance indienne devait augmenter pour atteindre 6 % en 2005 puis rester comprise entre 5 % et 7 % par an jusqu'en 2050. Dans les faits, l'Inde connaît une croissance supérieure à 7 % par an depuis 2003. La démonstration de Roy (2006) est donc d'autant plus juste aujourd'hui.

13. Il s'agit à l'évidence d'une question préoccupante pour l'Inde. Voir, entre autres, CSE (2013a) et CSE (2013b).

14. Les informations figurant dans ce document et faisant référence à « Chypre » concernent la partie méridionale de l'Ile. Il n'y a pas d'autorité unique représentant à la fois les Chypriotes turcs et grecs sur l'île. La Turquie reconnaît la République Turque de Chypre Nord (RTCN). Jusqu'à ce qu'une solution durable et équitable soit trouvée dans le cadre des Nations Unies, la Turquie maintiendra sa position sur la « question chypriote ».

15. La note de tous les États de l'Union européenne membres de l'OCDE et de l'Union européenne : La République de Chypre est reconnue par tous les membres des Nations Unies sauf la Turquie. Les informations figurant dans ce document concernent la zone sous le contrôle effectif du gouvernement de la République de Chypre.

16. Voir Sommer et al. (2000). À noter en particulier que les auteurs s'appuient sur une base théorique solide pour calculer les coûts de la mortalité et de la morbidité, faisant appel à la méthode du consentement à payer pour estimer la VVS et les composantes du coût de la morbidité.

17. Voir Caiazzo et al. (2013), tableau 4, et le commentaire figurant dans Chu (2013). À noter également que les « émissions dues au chauffage et à la cuisine » ne font pas partie du total de la « pollution de l'air ambiant » au sens du présent document et de la base de données GBD.

Bibliographie

Agence européenne pour l'environnement (AEE) (2013), *Air Quality in Europe – 2013 Report*, Office des publications de l'Union européenne, Luxembourg, *www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2013*.

Amann, M., Z. Klimont et F. Wagner (2013), « Regional and Global Emissions of Air Pollutants: Recent Trends and Future Scenarios », *Annual Review of Environment and Resources*, n° 2, août 2013, vol. 38, pp. 31-55, *http://environ.annualreviews.org*.

American Lung Association (2013), *State of the Air 2013*, Washington, DC, *www.stateoftheair.org*.

Anable, J. et A. L. Bristow (2007), *Transport and Climate Change: Supporting document to the CfIT report,* rapport établi à l'attention du Groupe de travail sur le changement climatique de la Commission pour le transport intégré, Londres, *http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.113.8032&rep=rep1&type=pdf*.

Banerjee, R. et al. (2012), « Evaluating the Health Cost of Transport Pollution », *International Journal of Physical and Social Sciences*, vol. 2, n° 10, pp. 81-96, *www.ijmra.us*.

Banque Mondiale (2013), *World Data Bank*, *World Development Indicators*, Banque Mondiale, Washington, DC, *http://databank.banquemondiale.org/data/home.aspx*.

Beelen, R. et al. (2008), « Long-Term Exposure to Traffic-Related Air Pollution and Lung Cancer Risk », *Epidemiology*, vol. 19, n° 5, septembre 2008, pp. 702-710, un résumé peut être consulté à l'adresse, *www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18633326*.

Benbrahim-Tallaa, L. et al. (2012), « Carcinogenicity of diesel-engine and gasoline-engine exhausts and some nitroarenes », *The Lancet Oncology*, *www.med.upenn.edu/ceet/documents_user/LancetOncologyReport.pdf*.

Bhaskan, K. et al. (2011), « The effects of hourly differences in air pollution on the risk of myocardial infarction: Case crossover analysis of the MINAP database », *BMJ,* 2011, 343:d5531, *http://dx.doi.org/10.1136/bmj.d5531*.

Brauer, M. et al. (2012), « Exposure Assessment of the Global Burden of Disease Attributable to Outdoor Air Pollution », *Environ. Sci. Technol.* 2012, n° 46, pp. 652-660, *http://dx.doi.org/10.1021/es2025752*.

Caiazzo, F. et al. (2013), « Air Pollution and early deaths in the United States – Part I: Quantifying the impact of major sectors in 2005 », *Atmospheric Environment*, vol. 79, novembre 2013, pp. 198-208, *http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.05.081*.

Carslaw, D. et G. Rhys-Tyler (2013), *Remote sensing of NO_2 exhaust emissions from road vehicles,* rapport établi pour la City of London Corporation et le London Borough of Ealing, Londres, *http://uk-air.defra.gov.uk/reports/cat05/1307161149_130715_DefraRemoteSensingReport_Final.pdf*.

Carslaw, D.C. et al. (2011), *Trends in NO_x and NO_2 emissions and ambient measurements in the UK*, version de juillet 2011, établi pour le ministère de l'Environnement, de l'Alimentation et des Affaires rurales du Royaume-Uni (Defra), *http://uk-air.defra.gov.uk/reports/cat05/1108251149_110718_AQ0724_Final_report.pdf*.

CE Delft, INFRAS et Fraunhofer ISI (2011), *External Costs of Transport in Europe: Update Study for 2008*, CE Delft, Delft.

Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) (2013), « La pollution atmosphérique une des premières causes environnementales de décès par cancer », communiqué de presse n° 221, n° 17, octobre 2013, Centre international de recherche sur le cancer, Lyon, *www.iarc.fr/fr/media-centre/pr/2013/pdfs/pr221_F.pdf*.

CIRC (2012), « CIRC : les gaz d'échappement des moteurs diesel cancérogènes », communiqué de presse n° 213, n° 12, juin 2012, Centre international de recherche sur le cancer, Lyon, *www.iarc.fr/fr/media-centre/pr/2012/pdfs/pr213_F.pdf*.

Chen, Y. et al. (2013), « Evidence on the impact of sustained exposure to air pollution on life expectancy from China's Huai River policy », PNAS (actes de la National Academy of Sciences), n° 8, juillet 2013, *www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1300018110*.

Chu, J. (2013), « Study: Air pollution causes 200,000 early deaths each year in the U.S. », *MIT news*, n° 29, août 2013, *http://web.mit.edu/newsoffice/2013/study-air-pollution-causes-200000-early-deaths-each-year-in-the-us-0829.html*.

Cohen, A.J. et al. (2005), « The global burden of disease due to outdoor air pollution », *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, vol. 68, pp. 1-7, 2005, *www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16024504*.

Cohen, A.J. et al. (2004), « Urban air pollution », *in Comparative quantification of health risks: Global and regional burden of disease due to selected major risk factors,* M. Ezzati, A.D. Lopez, A. Rodgers et C.U.J.L. Murray (éd.), vol. 2, Organisation mondiale de la santé, Genève, *www.who.int/publications/cra/chapters/volume2/1353-1434.pdf?ua=1*.

Centre for Science and Environment (CSE) (2013a), *Air pollution and our health: Setting the agenda*, Centre for Science and Environment, New Delhi, *www.cseindia.org*.

CSE (2013b), « Air pollution is now the fifth largest killer in India, says newly released findings of Global Burden of Disease report », communiqué de presse du Centre for Science and Environment, n° 13, février 2013, *www.cseindia.org*.

Commission européenne (2011a), Livre blanc, *Feuille de route pour un espace européen unique des transports – Vers un système de transport compétitif et économe en ressources,* Commission européenne, Bruxelles, *http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2011:0144:FIN:en:PDF*.

Commission européenne (2011b), *Commission Staff Working Paper, Impact Assessment, Accompanying Document to the White Paper, Road Map to a Single European Transport Area – Towards a competitive and resource efficient transport system,* Commission européenne, Bruxelles, *http://ec.europa.eu/transport/themes/strategies/doc/2011_white_paper/white_paper_2011_ia_full_en.pdf*.

EPA (2013), *Air Quality Trends*, Agence pour la protection de l'environnement des États-Unis, Washington, DC, *www.epa.gov/airtrends/aqtrends*.

Evans, J. et al. (2012), « Estimates of global mortality attributable to particulate air pollution using satellite imagery », *Environmental Research*, vol. 120, pp. 33-42, *http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2012.08.005*.

Fajersztajn, L. et al. (2013), « Air pollution: A potentially modifiable risk factor for lung cancer », *Nature Reviews Cancer*, vol. 13, pp. 674-678, *http://dx.doi.org/10.1038/nrc3572*.

Fujita, E.M. et al. (2011), *Concentrations of air toxics in motor-vehicle dominated environments*, *Health Effects Institute Research Report* n° 156, février 2011, *http://pubs. healtheffects.org/view.php?id=354*.

HEI (2012), *Health Effects Institute Annual Report 2012*, Boston, MA, *http://pubs.healtheffects.org/view.php?id=395*.

Henschel, S. et G. Chan (2013), *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE Project*, New emerging risks from air pollution – results from the survey of experts, Organisation mondiale de la santé – Bureau régional de l'Europe, Copenhague, *www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-new-emerging-risks-to-health-from-air-pollution-results-from-the-survey-of-experts*.

Holland, M. (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC, *http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/TSAP_CBA_corresponding_to_IIASA7_v1-02[1].pdf*.

Institute for Health Metrics and Evaluation (2013a), *The Global Burden of Disease (GBD) Visualizations: GBD compare*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *http://viz.healthmetricsandevaluation.org/gbd-compare /*.

Institute for Health Metrics and Evaluation (2013b), *The Global Burden of Disease: Generating Evidence, Guiding Policy*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/publications/policy-report/global-burden-disease-generating-evidence-guiding-policy*.

Institute for Health Metrics and Evaluation, Réseau du développement humain, Banque mondiale (2013a), *The Global Burden of Disease: Generating Evidence, Guiding Policy – East Asia and Pacific Regional Edition*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/publications/policy-report/global-burden-disease-east-asia-and-pacific*.

Institute for Health Metrics and Evaluation, Réseau du développement humain, Banque mondiale (2013b), *The Global Burden of Disease: Generating Evidence, Guiding Policy – South Asia Regional Edition*, Institute for Health Metrics and Evaluation, Seattle, *www.healthmetricsandevaluation.org/gbd/publications/policy-report/global-burden-disease-south-asia*.

Ji, S. et al. (2012), « Electric Vehicles in China: Emissions and Health Impacts », *Environmental Science and Technology*, vol. 46, pp. 2018-24, *http://dx.doi.org/10.1021/es202347q*.

Kuschel, G., J. Bluett et M. Unwin (2012), *Trends in Light Duty Vehicle Emissions 2003 to 2011*, établi par NIWA and Emission Impossible Ltd pour le Auckland Council, *Auckland Council technical Report* TR2012/032, Auckland.

Laumbach, R.J. et H.M. Kipen (2012), « Respiratory Health effects of Air Pollution: Update on Biomass Smoke and Traffic Pollution », *Journal of Allergy and Clinical Immunology,* vol. 129, pp. 3-13, *http://dx.doi.org/10.1016/j.jaci.2011.11.021*.

Le Vine, S. et P. Jones (2012), *On the Move: Making sense of car and train travel trends in Britain*, commandité par la RAC Foundation, Office of Rail Regulation, Independent Transport Commission and Transport Scotland, publié par la RAC Foundation, Londres, *www.racfoundation.org/assets/rac_foundation/content/downloadables/on_the_move-le_vine_&jones-dec2012.pdf*.

Lim, S.S. et al. (2012), « A comparative assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010 », *The Lancet,* vol. 380, pp. 2224-60, *www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(12)61766-8/abstract*.

Maddison, A. (2003), *L'économie mondiale : une perspective millénaire*, études du Centre de développement, Éditions OCDE, Paris, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264104150-fr*.

Maddison, A. (2001), *L'économie mondiale : une perspective millénaire*, études du Centre de développement, Éditions OCDE, Paris, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264289987-fr*.

Ministère fédéral des Transports des États-Unis (2013), « Guidance on Treatment of the Economic Value of a Statistical Life in US Department of Transport Analysis », ministère fédéral des Transports des États-Unis, Washington, DC, n° 28, février 2013, *www.dot.gov/policy*.

Ministère de la Protection de l'environnement de la République populaire de Chine (2010), *China Vehicle Emission Control Annual Report 2010*, ministère de la Protection de l'Environnement, Pékin, *http://english.mep.gov.cn/*.

Miraglia, S.G., P.H. Saldiva et G.M. Böhm (2005), « An Evaluation of Air Pollution Health Costs in São Paulo, Brazil », *Environmental Management*, vol. 35, pp. 667-676, *http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00267-004-0042-9*.

Moore, S. et G. Newey (éd.) (2012), *Something in the Air: The forgotten crisis of Britain's poor air quality*, Policy Exchange, Londres, *www.policyexchange.org.uk/publications/category/item/something-in-the-air-the-forgotten-crisis-of-britain-s-poor-air-quality*.

OCDE (2013), *OECD.Stat Extracts, http://stats.oecd.org/Index.aspx?DatasetCode=SNA_TABLE1#*.

OCDE (2012a), *Perspectives de l'environnement de l'OCDE à l'horizon 2050 : Les conséquences de l'inaction*, Éditions OCDE, *http://dx.doi.org/10.1787/env_outlook-2012-fr*.

OCDE (2012b), *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*, Éditions OCDE, *http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr*.

OMS (2013a), « Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP », First results, Organisation mondiale de la santé – Bureau régional de l'Europe, Copenhague, *www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0020/182432/e96762-final.pdf*.

OMS (2013b), *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project: Technical Report*, Organisation mondiale de la santé – Bureau régional de l'Europe, Copenhague, *www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report*.

Ouyang, Y. (2013), « China wakes up to the crisis of air pollution », *The Lancet Respiratory Medicine*, vol. 1, p. 12, *http://dx.doi.org/10.1016/S2213-2600(12)70065-6*.

People's Daily Online (2011), *Expert: Beijing's PM2.5 air pollution getting worse*, vol. 13, p. 34, n° 12, décembre 2011, *http://english.people.com.cn/90882/7673433.html*.

Raaschau-Nielsen, O. et al. (2013), « Air pollution and lung cancer incidence in 17 European cohorts: Prospective analyses from the European Study of Cohorts for Air Pollution Effects (ESCAPE) », *Lancet Oncology,* vol. 14, pp. 813-22, *http://dx.doi.org/10.1016/S1470-2045(13)70279-1*.

Roy, R. (2006), *Investing in the new century: Toward an undistorted appraisal process*, rapport établi pour le Railway Forum, Londres, *http://trid.trb.org/view.aspx?id=873401*.

Shah, A.S.V. et al. (2013), « Global Association of air pollution and heart failure: A systematic review and meta-analysis », *The Lancet,* vol. 382, pp. 1039-48, *www.thelancet.com/journals/lancet/article/PIIS0140-6736(13)60898-3/abstract*.

Shang, Y. et al. (2013), « Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality », *Environment International*, vol. 54, pp. 100-111, *http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.01.010*.

Silva, R.A. et al. (2013), « Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change », *Environmental Research Letters,* vol. 8, 034005 (11 pp.), *http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034005*.

Silverman, D.T. et al. (2012), « The Diesel Exhaust in Miners Study: A Nested Case-Control Study of Lung Cancer and Diesel Exhaust », *Journal of the National Cancer Institute*, vol. 104, pp. 869-883, *http://dx.doi.org/10.1093/jnci/djs034*.

Sommer, H. et al. (2000), *Economic Evaluation of Health Impacts due to Road Traffic-Related Air Pollution: An impact assessment project of Austria, France and Switzerland,* OCDE, Paris, *www.oecd.org/environment/cc/2054493.pdf*.

The Guardian (2013), « More than 90% of people in European cities breathe dangerous air, study finds », theguardian.com, mercredi n° 16, octobre 2013, *www.theguardian.com/environment/2013/oct/15/european-cities-dangerous-air-pollution*.

The Lancet (2013), « Action on ambient air pollution », *The Lancet*, vol. 38, p. 1000, *http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(08)61345-8*.

Wang, S. et J. Hao (2012), « Air quality management in China: Issues, challenges and options », *Journal of Environmental Sciences*, vol. 24, pp. 2-13, *www.jesc.ac.cn*.

Wu, Y. et al. (2012), « Assessment for Fuel Consumption and Exhaust Emissions of China's Vehicles: Future Trends and Policy Implications », *Scientific World Journal,* Article ID 591343, *http://dx.doi.org/10.1100/2012/591343*.

Wilson, D. et R. Purushothaman (2003), « Dreaming with BRICs: The Path to 2050 », *Goldman Sachs Global Economics Paper*, n° 99, *www.gs.com*.

Yaduma, N., M. Kortelainen et A. Wossnik (2012), « Estimating Mortality and Economic Costs of Particulate Air Pollution in Developing Countries: The Case of Nigeria », *Economics Discussion*.

© OCDE 2014

Chapitre 3

Atténuer les impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier : nouveau regard sur l'analyse

Ce chapitre étudie certaines des conséquences pour l'action publique du coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air. Il souligne la nécessité d'appliquer des régimes réglementaires solides – en particulier des normes strictes pour les véhicules – mais aussi de repenser la réglementation et la fiscalité des véhicules diesel. Il montre également que les avantages procurés par une réduction du coût économique imposé par la pollution de l'air pourraient aisément compenser le coût monétaire des investissements dans des programmes de lutte plus ambitieux, et que, d'une manière générale, il est indispensable de revoir les méthodes d'évaluation des investissements.

L'ampleur du coût économique des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et la part importante de ce coût qui peut être imputée au transport routier – même si cette part est plus faible dans certaines régions que dans d'autres – ont plusieurs implications directes pour l'évaluation des interventions et investissements publics visant à atténuer ces effets sanitaires.

Premièrement, les constatations présentées ici confirment que la mise en place de mesures antipollution exigeantes est nécessaire et efficace. Il en va notamment ainsi des normes applicables aux véhicules, comme l'illustre l'expérience de l'Union européenne (UE). Dans l'ensemble, et si l'on fait abstraction de la question de la « diésélisation », que nous avons déjà évoquée et évoquerons de nouveau ci-après, ces normes se sont révélées efficaces. Elles ont permis de réduire les émissions et les décès et maladies qu'elles entraînent au sein de la zone de l'OCDE, en particulier dans les pays de l'OCDE également membres de l'UE (voir à cet égard les tableaux 2.4 à 2.6).

Ces constatations indiquent également que les pays de l'OCDE non membres de l'UE et les pays non membres de l'OCDE doivent accélérer le calendrier envisagé pour l'introduction progressive des normes Euro successives.

Compte tenu de l'ampleur du coût économique, il y a tout lieu de penser que prendre des mesures pour réduire ce coût, en plus de celles qui sont déjà en place, permettrait des gains qui pourraient facilement dépasser le coût financier des investissements nécessaires à la mise en œuvre de dispositifs d'atténuation de la pollution plus ambitieux.

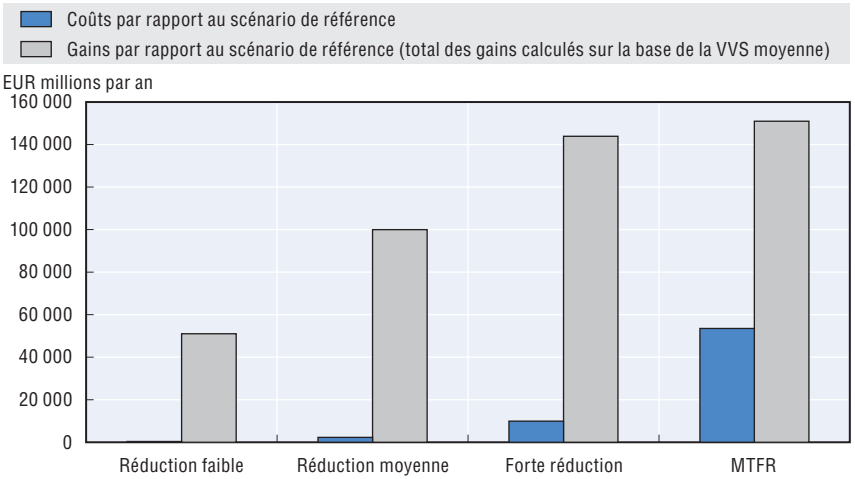
Par exemple, l'analyse coûts-avantages (ACA) de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique (Holland, 2012) estime les gains de scénarios reflétant divers degrés d'ambition – jusqu'au scénario de « réduction maximale techniquement faisable » (MTFR) – par rapport à leur coût financier, de plus en plus élevé. Ces gains sont exprimés à la fois en termes de millions EUR par an et de rapport avantages/coûts (tableau 3.1 et graphique 3.1). Le tableau ci-après présente les estimations calculées à l'aide d'estimations de la valeur d'une vie statistique (VVS), étant entendu cependant que ces estimations sont antérieures à celles recommandées par l'OCDE. Le scénario le moins ambitieux et le moins coûteux permet de réaliser des gains supérieurs à 50 milliards EUR et affiche un rapport avantages/coûts de 142, et le scénario le plus ambitieux et le plus coûteux permet de réaliser des gains supérieurs à 150 milliards EUR et affiche un rapport avantages/coûts de 3.8.

Tableau 3.1. **ACA de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique, gains nets et rapport avantages/coûts**

	Scénarios pour 2030			
	Réduction faible	Réduction moyenne	Forte réduction	MTFR
	En millions EUR par an			
Coûts par rapport au scénario de référence	362	2 316	9 913	53 526
Gains par rapport au scénario de référence (total des gains calculés sur la base de la VVS moyenne)	51 029	99 981	143 867	150 972
	Résultats exprimés en termes de rapport avantages/coûts			
Gains par rapport au scénario de référence (total des gains calculés sur la base de la VVS moyenne)	142	44	15.5	3.8

Source : D'après Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC, tableaux 5.1 et 5.2.

Graphique 3.1. **ACA de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique ; coûts et avantages**



Source : D'après Holland (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC, tableaux 5.1 et 5.2.

Dans une perspective plus locale et plus précise, les nouvelles données sur les effets sanitaires de la pollution atmosphérique peuvent être prises en compte pour évaluer diverses interventions, par exemple pour déterminer où prévoir les pistes cyclables par rapport aux routes ou les arrêts de bus et de tramway de manière à ce que les usagers attendent à l'écart de la circulation (Grabow et al., 2012 ; Figliozzi et Monsere, 2013).

Il reste cependant que la présente analyse montre également qu'il est nécessaire de revoir les méthodes d'évaluation à plusieurs égards.

Comme exposé précédemment, les normes antipollution n'ont pas permis de réduire les émissions de NO_x provenant des générations successives de véhicules diesel (voir *supra*, chapitre 2.2). Dans le même temps, le traitement fiscal favorable dont bénéficient désormais souvent les véhicules diesel (sur la fréquence de ce traitement fiscal favorable, voir, entre autres, Upton, 2013) a favorisé une augmentation de la place du diesel dans le parc automobile, avec les conséquences négatives qui en découlent en termes de pollution atmosphérique et d'effets sanitaires de cette pollution. Il est à l'évidence nécessaire de reconsidérer ce phénomène dans les évaluations qui éclairent et influencent les décisions adoptées en matière de réglementation et de fiscalité et, en l'absence d'évolution des dispositifs réglementaires et fiscaux, dans les évaluations qui éclairent et influencent les décisions relatives aux interventions et investissements dans le domaine du transport.

Dans le même ordre d'idées, il est nécessaire d'établir un lien entre l'évaluation des politiques conduites en matière de pollution de l'air d'une part et de changement climatique d'autre part. Cette nécessité ne se justifie pas uniquement ni même principalement par le fait que les politiques relatives au changement climatique ont peut-être contribué à favoriser la progression du diesel (voir *supra* et Anable et Bristow, 2007) : elle est aussi liée au fait que lutter contre la pollution de l'air en tenant compte des politiques adoptées pour lutter contre le réchauffement climatique et *vice versa* peut avoir des avantages non négligeables – on pourrait également évoquer la convergence croissante des techniques de suivi et de modélisation utilisées pour obtenir des données sur ces deux problèmes*.

Il est en outre à l'évidence nécessaire de revoir les données quantitatives prises en compte pour adopter des décisions en matière de fixation des prix et d'investissement dans le transport routier, en particulier comparativement au transport ferroviaire, principale solution de substitution au transport routier.

Il est largement reconnu depuis un certain temps que dans une grande partie de la zone de l'OCDE et ailleurs, les prix relatifs des différents modes de transport sont faussés. Par conséquent, les décisions d'investissement sont considérées comme l'étant également du fait du barème de la demande découlant de ces prix relatifs faussés (Roy, 2008). Ainsi, il ressort d'une étude de référence conduite en 2001 pour le ministère des Transports du Royaume-Uni (Sansom et al., 2001) qu'en 1998, le rapport des recettes aux coûts sociaux

* Sur les avantages réciproques des politiques relatives à la pollution atmosphérique et au changement climatique et sur la convergence scientifique, voir, entre autres, Shindell et al. (2011a) ; Shindell et al. (2011b) ; Silva et al. (2013) ; et West et al. (2013).

marginaux dans le domaine du transport routier était compris entre 0.36 et 0.50 – en d'autres termes, les usagers des routes payaient en moyenne un tiers à la moitié du coût de leurs trajets pour la collectivité. Les usagers du transport ferroviaire de passagers et de marchandises payaient, quant à eux, un prix respectivement très légèrement inférieur et très légèrement supérieur aux coûts marginaux. Dans une mise à jour de 2007 portant sur 2004 (ministère des Transports, 2007), le ministère a constaté que le rapport des recettes aux coûts sociaux marginaux s'établissait à 0.15 pour les voitures de tourisme. Comme lors de l'étude précédente, pour le bus et le train de banlieue, qui est le segment du transport ferroviaire de passagers le plus comparable, les recettes étaient pratiquement égales aux coûts sociaux marginaux.

Tableau 3.2. **Rapport des recettes aux coûts sociaux marginaux dans les domaines du transport automobile, du transport par bus et du transport ferroviaire en Grande-Bretagne**

	En GBP par voyageur-kilomètre, données 2004		Recettes/coûts
	Coûts sociaux marginaux (coûts externes compris)	Recettes (billets, droits d'accise sur les véhicules, TVA et taxe sur les carburants)	
Voiture	0.141	0.021	0.15
Bus	0.11-0.137	0.123	0.90-1.12
Rail	0.117-0.126	0.107	0.85-0.91

Source : D'après ministère des Transports (2007), *Delivering a Sustainable Railway: Summary of Key Research and Analysis*, ministère des Transports, Londres, *www.dft.gov.uk*.

Les nouvelles données sur les coûts externes du transport routier, découlant des nouvelles données relatives aux effets sanitaires de la pollution atmosphérique décrites dans le présent rapport, apportent une nouvelle preuve de la nécessité impérieuse de reconsidérer cette question – et de prendre des mesures en conséquence.

Enfin, un travail de réexamen plus subtil s'impose. Les gains nets exceptionnellement élevés et les rapports avantages/coûts extrêmement favorables mis en évidence par l'analyse coûts-avantages de la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique laissent penser que des erreurs de décision ont été commises : les propositions d'investissement actuelles offrant une perspective de gains exceptionnellement élevés révèlent que l'on n'a pas, par le passé, investi dans des propositions offrant une perspective de gains normaux, en tout cas suffisamment élevés pour que ces propositions méritent d'être adoptées.

Comme le souligne Roy (2008), la règle à appliquer pour prendre des décisions d'investissement optimales est simple : il convient de réaliser

l'investissement si et seulement s'il présente une valeur actuelle nette positive au taux d'actualisation retenu, plus précisément si la valeur actuelle des avantages futurs actualisés est supérieure à la valeur actuelle des coûts futurs actualisés :

$$VAN = VA_a - VA_c = b_0 - c_0 + \frac{b_1 - c_1}{(1 + r)} + \frac{b_2 - c_2}{(1 + r)^2} + \ldots + \frac{b_n - c_n}{(1 + r)^n} > 0$$

où VAN est la valeur actuelle nette, VA_a la valeur actuelle des avantages, VA_c la valeur actuelle des coûts, r le taux d'actualisation et n la dernière année de la période sur laquelle porte l'évaluation.

En outre, le calcul de la valeur actuelle nette tenant compte du renoncement à la consommation présente – et à condition que chaque terme de l'équation soit calculé correctement – il est permis d'affirmer que :

> En toute rigueur, il n'y a aucune limite *économique* à l'application – et aucune raison économique de ne pas l'appliquer – de la règle qui permet de prendre des décisions d'investissement optimales, selon laquelle il convient de procéder à l'investissement si et seulement si la VAN est supérieure à 0. Renoncer à investir dans des projets qui ont une valeur nette actuelle positive, calculée à l'aide d'un taux d'actualisation adapté, ne relève pas de la « prudence », bien au contraire. Affirmer que l'on « ne peut pas se permettre » d'investir, *après prise en compte de la valeur du renoncement à la consommation présente*, est tout simplement un moyen déguisé d'admettre que l'on ne « peut pas se permettre » de consommer comme on le fait (Roy, 2008).

Le processus de décision a, d'une manière ou d'une autre, implicitement accordé à la consommation une valeur implicite supérieure à celle que lui accorde les consommateurs. Il importe donc de se mobiliser pour convaincre les décideurs publics de percevoir les signaux que la société tente de leur envoyer et d'agir en conséquence.

À cette fin, il faut s'interroger sur les raisons pour lesquelles ces signaux n'ont pas été perçus. Répondre à cette question dépasserait le champ du présent rapport, mais il est possible d'avancer une hypothèse, à savoir que le problème pourrait se situer à l'intersection des finances publiques et de l'économie (Roy, 2008, développe cette hypothèse).

En principe, il est vrai que même dans le cas des investissements les plus prometteurs, il est *possible* qu'un État se trouve dans l'impossibilité d'emprunter suffisamment d'argent à un taux d'intérêt accessible sur les marchés financiers mondiaux. De surcroît, même s'il le peut, il est *possible* que l'investissement, quoique présentant un potentiel économique élevé à long terme, risque d'avoir des effets macroéconomiques à court terme, par exemple s'il entraîne des pénuries de main-d'œuvre et de l'inflation. C'est en

invoquant ces possibilités hypothétiques que beaucoup de macroéconomistes ont, souvent avec l'assentiment des ministres des Finances, déconseillé l'adoption de propositions d'investissement optimales au motif qu'elles étaient irréalistes.

Il serait par conséquent utile d'apporter, face à ces possibilités hypothétiques invoquées au nom du « réalisme », des données relatives au monde tel qu'il est. Or, ces données montrent que le décollage économique de la République populaire de Chine a, à lui seul, suffit à accroître considérablement l'épargne mondiale, que la plupart des pays de l'OCDE n'ont jamais emprunté à des taux aussi faibles, qu'en réalité les États empruntent beaucoup mais affectent ces emprunts à la consommation plutôt qu'à l'investissement et qu'une grande partie de l'épargne excédentaire des économies émergentes s'est transformée en consommation excédentaire dans les économies qui consomment le plus – et non en investissements d'infrastructure et autres investissements liés à l'environnement pourtant si nécessaires dans les pays de l'OCDE comme dans les économies émergentes.

De surcroît, *a fortiori* depuis la correction qui s'est amorcée en 2008, la zone de l'OCDE ne souffre ni de pénurie de main-d'œuvre ni d'inflation. Au contraire, un argument macroéconomique vient aujourd'hui conforter l'argument microéconomique déjà fort en faveur d'investissements publics dans des projets d'infrastructure et autres projets liés à l'environnement susceptibles d'être, à terme, extrêmement bénéfiques pour la collectivité (sur le dernier point, voir en particulier Drèze et Durre, 2013). Peut-être qu'après « l'exubérance irrationnelle » qui a conduit à la crise de 2008, ce nouveau contexte de sobriété permettra que les arguments en faveur d'investissements publics particulièrement bénéfiques reçoivent l'attention qu'ils méritent.

Bibliographie

Anable, J. et A.L. Bristow (2007), *Transport and Climate Change: Supporting document to the CfIT report,* rapport établi à l'attention du Groupe de travail sur le changement climatique de la Commission pour le transport intégré, Londres, *http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.113.8032&rep=rep1&type=pdf*.

Drèze, J. et A. Durre (2013), « Fiscal integration and growth stimulation in Europe », *CORE Discussion Paper* 2013/13, Centre for Operations Research and Econometrics, Louvain-la-Neuve, *www.uclouvain.be/core*.

Figliozzi, M. et C. Monsere (2013), *Evaluation of the Performance of the Sydney Coordinated Adaptive Traffic System (SCATS) on Powell Boulevard in Portland, OR,* Final Report, OTREC-RR-13-07, Oregon transportation Research and Education Consortium, Portland, OR, *www.ntis.gov/search/product.aspx?ABBR=PB2013110015*.

Grabow, M.L. et al. (2012), « Air Quality and Exercise-Related Health Benefits from Reduced Car Travel in the Midwestern United States », *Environmental Health Perspectives*, vol. 120, n° 1, janvier 2012, *www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22049372*.

Holland, M. (2012), *Cost-benefit Analysis of Scenarios for Cost-Effective Emission Controls after 2020*, Version 1.02, novembre 2012, correspondant au rapport n° 7 sur la Stratégie thématique sur la pollution atmosphérique de l'IIASA, EMRC, *http://ec.europa.eu/environment/air/pdf/review/TSAP_CBA_corresponding_to_IIASA7_v1-02[1].pdf*.

Ministère des Transports du Royaume-Uni (2007), *Delivering a Sustainable Railway: Summary of Key Research and Analysis*, ministère des Transports, Londres, *www.dft.gov.uk*.

Roy, R. (2008), *Mind-forg'd Mancles – the Constraints to Optimising Urban Transport Policy*, OCDE, Paris, *www.oecd.org/dataoecd/14/39/41577863.pdf*.

Sansom, T. et al. (2001), *Surface Transport Costs and Charges: Great Britain 1998*, rapport final établi pour le ministère de l'Environnement, du Transport et des Régions, ITS, Leeds.

Shindell, D. et al. (2011a), « Climate, health, agricultural and economic impacts of tighter vehicle-emission standards », *Nature Climate Change*, vol. 1, pp. 59-66, *http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1066*.

Shindell, D. et al. (2011b), « Climate, health, agricultural and economic impacts of tighter vehicle-emission standards », *Nature Climate Change*, vol. 1, Supplementary Information, *http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1066*.

Silva, R.A. et al. (2013), « Global premature mortality due to anthropogenic outdoor air pollution and the contribution of past climate change », *Environmental Research Letters*, vol. 8, 034005 (11 pp.), *http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/8/3/034005*.

West, J.J. et al. (2013), « Co-benefit of mitigating global greenhouse gas emissions for future air quality and human health », *Nature Climate Change*, vol. 3, pp. 885-889, *http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2009*.

ORGANISATION DE COOPÉRATION ET DE DÉVELOPPEMENT ÉCONOMIQUES

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

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

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

ÉDITIONS OCDE, 2, rue André-Pascal, 75775 PARIS CEDEX 16
(97 2014 03 2 P) ISBN 978-92-64-22051-5 – 2014

Le coût de la pollution de l'air

IMPACTS SANITAIRES DU TRANSPORT ROUTIER

La pollution de l'air extérieur tue plus de trois millions de personnes dans le monde chaque année, et elle est à l'origine de problèmes de santé, allant de l'asthme aux maladies cardio-vasculaires chez un plus grand nombre de personnes encore. Pour les pays de l'OCDE, ainsi que pour la Chine et l'Inde, le coût de ces impacts est estimé à 3 500 milliards USD par an en termes de mortalité et de morbidité, et la tendance est à la hausse. Mais, dans ce coût, quelle est la proportion de décès et de problèmes sanitaires imputables à la pollution générée par les automobiles, camions et motos, qui circulent sur les routes ? Les premières données indiquent que, dans la zone de l'OCDE, près de la moitié des 1 700 milliards USD que coûtent au total les impacts sanitaires de la pollution de l'air est probablement à mettre au compte du transport routier.

En se basant sur les nouvelles données épidémiologiques depuis l'étude de l'OMS sur la charge mondiale de morbidité en 2010, ainsi que sur les estimations de l'OCDE sur la valeur d'une vie statistique, ce rapport démontre que les impacts sanitaires de la pollution de l'air sont approximativement quatre fois plus élevés, et leurs coûts économiques considérablement plus importants, que les évaluations précédentes.

Sommaire

Résumé

Chapitre 1. Définir le coût économique des impacts sanitaires

Chapitre 2. Réexamen/nouveaux calculs des données du coût des impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier

Chapitre 3. Atténuer les impacts sanitaires de la pollution de l'air imputable au transport routier : nouveau regard sur l'analyse

Veuillez consulter cet ouvrage en ligne : ***http://dx.doi.org/10.1787/9789264220522-fr.***

Cet ouvrage est publié sur OECD iLibrary, la bibliothèque en ligne de l'OCDE, qui regroupe tous les livres, périodiques et bases de données statistiques de l'Organisation.
Rendez-vous sur le site ***www.oecd-ilibrary.org*** pour plus d'informations.

éditionsOCDE
www.oecd.org/editions

ISBN 978-92-64-22051-5
97 2014 03 2 P

9 789264 220515