

SESSION SPECIALE A HAUT NIVEAU DE L'EPOC SUR LES COÛTS DE L'INACTION

**LES COÛTS DE L'INACTION FACE AUX INCIDENCES DE LA
POLLUTION SUR LA SANTÉ HUMAINE :
DOCUMENT DE REFERENCE PRÉPARÉ PAR STÅLE NAVRUD
(CONSULTANT)**

14 avril 2005

Le contenu de ce document relève de la responsabilité de l'auteur. Le document a été commandé uniquement dans l'optique des échanges de vues. Les opinions et les informations qui y sont présentées ne reflètent pas celles de l'Organisation ou de ses pays membres, ni n'ont été approuvées par l'Organisation ou ses pays membres.

Les coûts de l'inaction face aux incidences de la pollution sur la santé humaine¹

Ståle Navrud
Department of Economics and Resource Management
Norwegian University of Life Sciences

1. Introduction

1. Dans beaucoup de contextes d'application de la réglementation environnementale, les incidences sur la santé publique représentent une importante catégorie d'effets de l'inaction des pouvoirs publics. Elles comprennent les incidences sur les taux de morbidité (maladie)² et sur les taux de mortalité (maladies mortelles) de la population touchée. En fait, dans le cas des réglementations destinées à améliorer la qualité de l'air ou de l'eau, les avantages sanitaires peuvent constituer la catégorie d'impacts dominante dans le cadre d'une analyse de l'impact de la réglementation.

2. Des études menées dans le cadre du projet Externe³ de la Commission européenne sur les coûts externes de l'énergie (Commission européenne, 1999) et des transports (Friedrich et Bickl, 2001) montrent que les incidences de la pollution atmosphérique sur la santé humaine représentent une part très significative des coûts de l'inaction des pouvoirs publics en matière d'environnement. Dans la plupart des Etats membres de l'UE-15, les dommages globaux provoqués par la production d'électricité représentaient environ 1 % du produit intérieur brut (PIB). Aux Etats-Unis, une analyse coûts-avantages des modifications prévues à la loi sur la pureté de l'air de 1990 (Clean Air Act) a estimé que la baisse de la mortalité et de la morbidité suscitée par une meilleure qualité de l'air représentait 96 % de l'avantage total estimé (USEPA, 1999). D'après une récente étude polonaise (Dziegielewska et Mendelsohn, 2005), les coûts sanitaires représentent 61-77 % du coût total de la pollution atmosphérique. Les auteurs de cette étude parviennent en outre à la conclusion que les coûts de l'inaction des pouvoirs publics face à cette pollution – par rapport à une situation où une baisse de 25-50 % des décès prématurés serait obtenue moyennant une réduction de la pollution de l'air – représentent environ 0.8-1.0 % du PIB.

3. Le présent document se propose de passer en revue les travaux menés et les éléments d'appréciation recueillis jusqu'à présent sur les pertes de bien-être qui résultent des incidences de certains polluants sur la santé humaine. En l'occurrence, il se concentre sur les incidences des polluants atmosphériques, notamment des particules, sur la morbidité (à savoir les maladies respiratoires aiguës et chroniques) et sur la mortalité (à savoir les décès prématurés). La section 2 présente la méthode de la fonction de dommage pour l'évaluation des coûts de la pollution atmosphérique. Les sections 3 et 4 examinent les études d'évaluation existantes concernant respectivement la morbidité et la mortalité. Les difficultés méthodologiques liées à ce travail d'évaluation sont exposées dans ces deux sections et récapitulées dans la section 5. La section 6, enfin, résume les conséquences pour l'action des pouvoirs publics, présentant notamment des recommandations provisoires quant aux valeurs unitaires et à la façon de traiter les problèmes méthodologiques critiques, et avance des propositions de travaux futurs dans ce domaine.

¹ Tout en acceptant que le document fasse l'objet d'une plus large diffusion, certains pays membres émettent de fortes réserves sur son contenu.

² Les conséquences morbides (indicateurs d'effet en épidémiologie environnementale) peuvent correspondre à un épisode morbide tel qu'une journée marquée par des symptômes sans gravité ou une hospitalisation, ou bien à un cas de maladie telle que bronchite chronique ou asthme.

³ Pour plus de détails, voir le site Web du projet ExterneE : <http://www.externe.info/>; par ailleurs, on trouvera des analyses coûts-avantages des objectifs et directives de qualité de l'air visant plusieurs polluants atmosphériques sur le site Web sur l'économie de l'environnement de la DG Environnement de la Commission européenne : <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/studies2.htm>

2. La méthode de la fonction de dommage

4. La méthode de la fonction de dommage (MFD)⁴ est l'approche générale employée pour estimer la valeur économique des incidences sanitaires (l'encadré 1 résume les quatre étapes de la MFD appliquée aux incidences des polluants atmosphériques sur la santé humaine).

5. La méthode généralement utilisée pour attribuer une valeur aux dégradations de l'état de santé résultant de l'inaction des pouvoirs publics en matière d'environnement est quelque peu singulière en ce qu'elle fait largement appel à des valeurs unitaires et au transfert de valeurs. En règle générale, elle consiste à prévoir dans un premier temps l'augmentation des conséquences sur le plan de la santé du fait de l'inaction. Ces prévisions sont effectuées en combinant l'évolution prévue des émissions et de l'exposition aux polluants et les relations exposition-réponse établies (ou les évaluations d'experts) (voir l'annexe 3) ; ce sont les étapes 1, 2 et 3 dans l'encadré 1. Ce type d'analyse permet d'obtenir des prévisions de la hausse des conséquences résultant de l'inaction sur le plan de la morbidité et de la mortalité. Dans le cadre de l'étape 4, une valeur est attribuée à ces incidences sur la santé publique en multipliant le nombre de chaque type de conséquence sur le plan de la morbidité et de la mortalité par une constante propre à chacune.

6. Ce document se concentre sur la quatrième étape de cette méthode, c'est-à-dire la multiplication du nombre de conséquences sanitaires par une valeur unitaire propre à chacune, ainsi que sur l'incertitude de ces estimations. Il importe cependant de garder à l'esprit que l'incertitude concerne les quatre étapes de la MFD, car elle caractérise aussi les modèles de dispersion atmosphérique, les fonctions exposition-réponse (par exemple, les relations entre les concentrations de particules et les décès prématurés et journées marquées par des symptômes d'affection respiratoire ; voir OMS, 2000, encadré 1, et Commission européenne, 1999, pour des listes de conséquences sanitaires aiguës et chroniques de la pollution atmosphérique pouvant présenter un intérêt dans ce contexte), ainsi que les techniques d'évaluation de la santé et celles utilisées pour transposer les valeurs monétaires qu'elles permettent d'obtenir dans le temps et dans l'espace (Navrud, 2004).

Encadré 1. La méthode de la fonction de dommage (MFD) appliquée aux émissions de polluants atmosphériques

Étape 1 : *Emissions de polluants*

Étape 2 : → \Modèle de dispersion atmosphérique\ → *Concentrations et exposition modifiées*
→ \Fonctions exposition-réponse (voir annexe 3)\ et
→ \Taille et caractéristiques de la population touchée\

Étape 3 : → *Nombre de conséquences sur le plan de la mortalité et de la morbidité*

Étape 4 : → \Valeur unitaire pour chaque conséquence à partir de techniques de transfert d'avantages\ ;
résumé sur l'ensemble des conséquences ; ou nouvelle étude d'évaluation pour
chaque conséquence ou pour le programme global ou l'inaction des pouvoirs publics.

→ *Coûts de l'inaction des pouvoirs publics pour la collectivité*

\ --- \ = modèles

--- = résultat (ou donnée de départ)

⁴ On parle d'analyse des « impact pathways » (cheminement des impacts) dans le cadre du projet ExternE de la Commission européenne.

7. Les formes de pollution de l'environnement qui sont préjudiciables à la santé humaine peuvent réduire le bien-être des individus d'au moins cinq façons :

1. les dépenses médicales liées au traitement des maladies provoquées par la pollution, y compris le coût d'opportunité du temps consacré à se faire soigner ;
2. le salaire perdu ;
3. les dépenses de protection ou d'évitement engagées pour tenter de prévenir les maladies provoquées par la pollution ;
4. la désutilité liée aux symptômes et aux opportunités perdues en termes d'activités de loisirs ; et
5. la modification de l'espérance de vie et le risque de décès prématuré.

8. Pour obtenir une estimation des coûts sociaux des incidences sanitaires de la pollution atmosphérique, il nous faut dresser un état des lieux de toutes ces catégories de coûts, ce qui comprend non seulement les coûts supportés par les personnes atteintes, mais aussi ceux supportés par les employeurs du fait des journées de travail et de la productivité perdues, ainsi que les frais médicaux pris en charge par le système public de soins de santé et les compagnies d'assurance médicale. Pour les trois premières des cinq catégories énumérées ci-dessus, des équivalents monétaires sont aisément accessibles, les deux premières constituant des mesures du coût de la maladie. Toutefois, en se limitant aux dépenses médicales et aux salaires perdus mesurant le coût de la maladie, on omettrait des composantes importantes des coûts. Pour obtenir une mesure vraiment complète des coûts sociaux de l'inaction des pouvoirs publics s'agissant de la santé, il faut donc tenir compte des cinq catégories. Passant en revue des études qui comparent le consentement à payer (CAP) et le coût de la maladie, Rowe *et al.* (1995, volume 1, tableau 10-5) constatent que le ratio CAP/coût de la maladie pour les personnes atteintes (et leur famille) et pour la société dans son ensemble se situe à 1.6-2.3 et à 1.3-1.7 respectivement dans le cas de l'asthme (qui est l'indicateur d'effet de fonctions exposition-réponse correspondant aux polluants atmosphériques, notamment aux particules). Examinant les éléments d'appréciation présentés dans deux autres études, ils parviennent à la conclusion que le ratio CAP/coût de la maladie se situe entre 1.3 et 2.4, et ils retiennent 2.0 comme valeur centrale pour toutes les incidences sanitaires de la pollution atmosphérique pour lesquelles ils n'ont pas d'estimation du CAP, hormis les cancers pour lesquels ils utilisent 1.5 dans les cas non mortels (en raison principalement du fait que le coût de la maladie correspondant au cancer est élevé et plus incertain). Des ratios similaires ont été employés pour évaluer la morbidité dans le projet ExternE sur les coûts externes de l'énergie (Commission européenne, 1999) et dans le rapport méthodologique relatif à l'analyse coûts-avantages du Programme Air pur pour l'Europe (CAFE) (Holland *et al.*, 2004).

9. La *mortalité* est souvent évaluée en fonction de la valeur de la vie statistique (VVS), qui correspond au revenu que les individus sont prêts à abandonner en contrepartie d'une diminution du risque de décès. Deux grandes méthodes d'évaluation hors marché sont préconisées pour déterminer le consentement des individus à payer pour réduire ce risque. La première est celle du salaire hédoniste, qui fait appel aux « préférences révélées » et consiste à observer les comportements effectifs sur le marché du travail. Si une personne occupe un poste caractérisé par un risque de mortalité supérieur à la moyenne, elle exige un salaire plus élevé en contrepartie de ce risque. L'observation de cette prime salariale permet de déterminer la valeur que les individus attachent au risque en question. L'un des inconvénients des études fondées sur la méthode du salaire hédoniste tient au fait qu'elles ne fournissent des estimations de la VVS que pour une petite fraction de la population. Un autre vient de ce qu'elles évaluent les risques présents de décès accidentel, alors que les risques environnementaux comme l'amiante ou les PCB sont susceptibles de provoquer un décès par cancer ou maladie respiratoire chronique après une période de latence.

10. La deuxième grande catégorie de méthodes, qui se fonde sur les préférences exprimées, consiste à demander explicitement aux individus quelle somme ils seraient disposés à payer (ou à accepter) en contrepartie d'une réduction (ou d'une augmentation) restreinte du risque. Les méthodes faisant appel aux préférences exprimées peuvent être subdivisées en méthodes directes et indirectes. La méthode

d'évaluation contingente (MEC), qui fait partie des premières, est de loin la plus usitée, mais depuis quelques années, la méthode indirecte fondée sur la modélisation des choix gagne du terrain. La principale différence entre les deux réside dans le fait que la MEC interroge directement les individus sur leur consentement à payer (CAP) pour la mise en place d'un programme public qui aurait pour effet de réduire leur risque de mortalité – soit en leur posant une question ouverte, soit en leur demandant de répondre par oui ou par non (technique dite du référendum) –, alors que la méthode fondée sur la modélisation des choix confronte les répondants à une série de choix entre risques pour la santé auxquels sont attachées différentes caractéristiques et sommes d'argent. Le principal attrait des méthodes faisant appel aux préférences exprimées tient au fait qu'elles permettent, en principe, d'amener un large segment de la population à faire connaître son CAP et d'attribuer une valeur à des causes de décès qui sont propres aux risques environnementaux.

11. L'obtention de valeurs à partir des deux méthodes pose des difficultés pratiques. En outre, la façon dont une personne évalue un risque peut varier en fonction de nombreux facteurs – l'âge, le revenu et le type de risque (par exemple, volontaire ou involontaire) –, ce dont les valeurs doivent tenir compte.

12. Les méthodes faisant appel aux préférences exprimées, et notamment la méthode d'évaluation contingente, sont également le principal instrument employé pour évaluer la *morbidité* (maladie). Celle-ci peut être classée de plusieurs façons, par exemple en fonction de la durée, *chronique ou aiguë*. La morbidité aiguë désigne les affections qui ne durent pas plus de quelques jours et ont un commencement et une fin bien définis, tandis que la morbidité chronique renvoie aux maladies au long cours dont la durée est « indéterminée ». Une autre possibilité consiste à subdiviser la morbidité en fonction du degré de *perturbation de l'activité*. Les journées d'activité réduite (JAR) sont celles où la personne atteinte est capable de mener une partie de ses activités normales, mais pas la totalité. Les journées d'alitement sont celles où la personne est confinée au lit pendant la totalité ou la plus grande partie de la journée, que ce soit à son domicile ou dans un établissement. Il existe des symptômes respiratoires chroniques ou des épisodes de maladie dus à la pollution de l'air : jours de toux, consultations au service des urgences et hospitalisations pour cause respiratoire, par exemple. Ces symptômes aigus sont généralement évalués dans un contexte de certitude, mais les méthodes faisant appel aux préférences exprimées peuvent également être utilisées pour évaluer le risque de maladies chroniques telles que le cancer du poumon, l'asthme et la bronchite chronique.

13. Une autre méthode pouvant servir à évaluer tant le risque de mortalité que celui de morbidité se fonde sur l'« autoprotection » (ou les comportements d'évitement). En l'occurrence, on suppose généralement, dans certaines conditions plausibles, que les dépenses effectuées par les individus pour réduire la probabilité d'une conséquence malheureuse ou sa gravité représentent la valeur plancher que les individus attribuent *ex ante* à la réduction des risques pour la vie et la santé. Cependant, il ressort d'analyses récentes (Shogren et Stamland, 2005) que la VVS estimée selon cette méthode ne correspond pas, en règle générale, à la limite inférieure du CAP moyen de la population pour la réduction du risque de mortalité. Il est des situations où ces dépenses représentent des limites supérieures, et d'autres où ce sont des limites inférieures fortement dévaluées. Malheureusement, les circonstances économiques qui définissent ces situations ne dépendent qu'en partie de facteurs que nous pouvons observer et prendre en compte, tels que la proportion de personnes qui achètent une autoprotection et la fixation des prix de celle-ci sur le marché. L'impact de ces facteurs observables est difficilement dissociable de celui d'éléments qui ne peuvent pas être observés directement, tels que l'hétérogénéité tant des préférences des individus en matière de risque que des aptitudes à gérer celui-ci. Par conséquent, de nouvelles recherches sont nécessaires pour définir et élargir les situations où il est au moins possible de déterminer si les dépenses d'autoprotection représentent la limite inférieure de la véritable valeur, ou de se prononcer sur le sens de la distorsion s'il s'agit de valeurs entachées d'une distorsion (dont la validité est relativement faible) (Bishop, 2003).

14. Dans le cadre de l'analyse des politiques, il est impossible, faute de temps et de ressources, de réaliser de nouvelles études d'évaluation sanitaire pour chaque décision des pouvoirs publics, et les décideurs doivent s'en remettre au transfert d'estimations économiques qui proviennent d'études antérieures portant sur des variations similaires de la mortalité et de la morbidité aiguës et chroniques. Il existe deux principales méthodes pour effectuer ce transfert de valeurs (terme plus générique que celui de « transfert d'avantages » qui est souvent employé) : i) le transfert de valeurs unitaires (transfert simple ou avec des ajustements en fonction du revenu) et ii) le transfert de fonction (fonction de valeur et méta-analyse). Le transfert simple de valeurs unitaires est la méthode la plus facile pour transposer des valeurs estimées d'un lieu à un autre. Il suppose que les conditions de vie d'un individu moyen sont les mêmes dans le lieu où a été menée l'étude d'évaluation originale (site d'étude) et dans celui qui est visé par la politique analysée (site d'application), si bien qu'on peut transférer directement du premier lieu au second la valeur moyenne estimée (par exemple, le CAP moyen par personne pour éviter une journée ou un épisode de symptômes respiratoires). Cette méthode simple ne convient pas au transfert entre pays dont les niveaux de vie et de revenu ne sont pas les mêmes. C'est pourquoi on a eu recours au transfert unitaire en utilisant les parités de pouvoir d'achat (PPA)⁵. Cependant, cet ajustement ne permet pas de tenir compte des différences entre les pays en ce qui concerne les préférences, les conditions environnementales et sanitaires de base ou les conditions culturelles et institutionnelles. Pour ce faire, il convient de transférer la fonction de valeur entière et d'incorporer des valeurs correspondant aux variables explicatives sur le site d'application. D'un point de vue théorique, cette méthode est plus séduisante que le simple transfert de valeurs unitaires, car davantage d'informations sont effectivement transférées. Son principal défaut tient à l'exclusion de variables pertinentes dans la fonction de valeur estimée dans une étude unique. Il est toutefois possible de combiner les résultats de plusieurs études d'évaluation dans une méta-analyse pour établir une fonction de bénéfice commune. La méta-analyse est employée pour synthétiser des résultats de recherche et améliorer la qualité des travaux de dépouillement des études d'évaluation en vue de l'obtention de valeurs unitaires ajustées.⁶

3. Examen des études d'évaluation de la morbidité

15. Trois catégories de valeur sont généralement prises en compte pour évaluer les incidences de la morbidité : 1) le coût social du traitement médical apporté à la personne victime de la conséquence morbide ; 2) la perte de productivité du travail résultant de la conséquence morbide ; et 3) la douleur, la gêne et le désagrément subis par la victime. Les estimations de la première catégorie de coûts par incidence sont obtenues à partir des registres des hôpitaux, des chiffres des consultations dans les cabinets médicaux, de ceux concernant l'utilisation de médicaments de prescription et d'enquêtes auprès des victimes sur les coûts des soins de santé qui sont à leur charge. Les estimations de la perte de productivité par incidence sont généralement établies sur la base du salaire horaire versé à la victime, en postulant que le salaire reflète la valeur marginale du travail de la victime pour son employeur.

16. L'estimation de la troisième catégorie de valeur – la douleur, la gêne et le désagrément subis par la victime – est plus problématique, car cette valeur est rarement révélée par des prix du marché ou des registres comptables. En règle générale, on emploie plutôt des techniques fondées sur les préférences exprimées, comme l'évaluation contingente ou les méthodes faisant appel au choix exprimé, afin d'estimer le consentement à payer (CAP) de la victime pour éviter une conséquence morbide.⁷

⁵ On trouvera les PPA pour le PIB de l'ensemble des pays membres de l'OCDE à l'adresse suivante : <http://www.oecd.org/dataoecd/61/54/18598754.pdf>

⁶ Dans le cadre d'une méta-analyse, les études originales sont analysées en tant que groupe : les résultats de chacune sont traités comme une seule observation entrant dans une nouvelle analyse qui porte sur l'ensemble.

⁷ Pour un examen des estimations empiriques de la morbidité provoquée par la pollution aux Etats-Unis, voir USEPA (1999), Appendix H.

17. Ce qui fait la singularité de l'évaluation de la morbidité parmi les situations où l'on applique des techniques d'évaluation hors marché, c'est le postulat implicite que tous les cas d'un épisode morbide ont la même valeur. En particulier, on présume généralement que la valeur d'une conséquence morbide ne dépend pas : 1) de la cause de cette conséquence (si bien qu'une journée passée à souffrir de picotement des yeux et de congestion nasale du fait de la pollution de l'air, par exemple, se voit attribuer la même valeur qu'un épisode similaire provoqué par la baignade dans des eaux contaminées) ; 2) de la question de savoir si les individus qui composent la population éviteront au plus une incidence de la conséquence morbide ou si certains individus en éviteront plusieurs (de sorte que, par exemple, éviter 7 incidences morbides a pour un individu une valeur 7 fois plus élevée qu'éviter une incidence) ; 3) de l'état de santé des individus qui jouiront d'une meilleure santé (si bien qu'éviter une incidence morbide a la même valeur pour une personne qui souffre de problèmes de santé chroniques et pour une personne qui n'est que rarement malade) ; ni 4) de la question de savoir si la maladie frappe des enfants ou des adultes.

18. Les paragraphes qui suivent examinent les éléments d'appréciation dont on dispose quant à la validité du recours à des valeurs constantes par épisode et par cas pour évaluer les modifications de la santé publique dues à des changements de qualité de l'environnement. Un deuxième aspect abordé concerne la validité du transfert de valeurs sanitaires estimées dans une région géographique donnée aux fins d'une analyse conduite dans une autre région. Il revêt une importance pratique, car les études d'évaluation de la morbidité liée à l'environnement réalisées jusqu'à présent sont relativement peu nombreuses, notamment en dehors des Etats-Unis. Si le transfert de valeurs de morbidité entre pays est monnaie courante, rares sont les indications concernant les possibles variations de ces valeurs du fait des différences d'état de santé, de conditions socio-économiques ou de culture.

Evaluation d'un épisode ou évaluation de plusieurs épisodes ?

19. Dans les études d'évaluation de la santé reposant sur les préférences exprimées, il est courant, du moins pour les conséquences morbides sans gravité, de faire porter l'évaluation sur une variation discrète, marginale du nombre d'épisodes ou de cas de morbidité que connaîtra le répondant plutôt que sur un changement du risque de morbidité. Cette démarche manque manifestement de réalisme, car il n'existe aucune garantie quant à l'état de santé futur. En outre, une approche omettant les risques, axée sur les résultats sur le plan de la santé plutôt que sur les risques, ne permet pas de prendre en considération les possibles changements en ce qui concerne les mesures de protection prises par le répondant, telles que la limitation des activités durant les périodes de mauvaise qualité de l'air. D'un autre côté, l'évaluation des changements affectant les risques est source de difficultés pour le répondant comme pour le chercheur. C'est pourquoi la plupart des études d'évaluation de la morbidité ont mesuré le CAP pour éviter avec certitude un ou plusieurs épisodes ou cas particuliers de morbidité.

20. Les études exposition-réponse peuvent nous renseigner sur le nombre d'hospitalisations et de journées marquées par des symptômes sans gravité qui seront évitées grâce à une amélioration de la qualité de l'environnement. En revanche, elles ne prévoient généralement pas comment ces conséquences évitées se répartiront au sein de la population concernée. Or au regard de nombreux problèmes sanitaires liés à l'environnement, il existe une sous-population à risques qui subit une part disproportionnée du nombre total de conséquences morbides. Par exemple, les crises d'asthme sont concentrées parmi les asthmatiques. L'amélioration de la situation sanitaire qui résulte d'une amélioration de la qualité de l'environnement est pareillement concentrée au sein de la sous-population vulnérable, et les personnes qui en bénéficient pourront éventuellement éviter plusieurs épisodes ou cas de morbidité grâce aux mesures qui ont suscité cette amélioration. La valeur de l'évitement d'un épisode de morbidité dépend-elle du nombre d'épisodes que l'individu évitera en tout ? Il semble que oui.

21. Toutefois, sur la question de savoir si le CAP marginal pour éviter la maladie augmente ou diminue à mesure que la durée de celle-ci s'allonge, les données empiriques disponibles à ce jour sont

contradictaires, même si les résultats correspondant à une désutilité marginale décroissante de la maladie (Tolley *et al.*, 1994 ; Johnson *et al.*, 2000 ; Navrud, 2001) sont plus courants que ceux correspondant à une utilité marginale décroissante de la bonne santé. Un facteur de complication tient à la possibilité que les méthodes d'obtention employées ne soient pas capables de mesurer de façon fiable l'évolution de la valeur à mesure que la portée de l'amélioration sanitaire change. A tout le moins, au vu des éléments d'appréciation aujourd'hui disponibles, il n'y a pas lieu de postuler que le CAP marginal par conséquence évitée est constant quelque soit le nombre de conséquences évitées par chaque individu.

Les personnes en mauvaise santé et celles qui ne connaissent pas de problèmes de santé évaluent-elles différemment la santé ?

22. Outre la question du nombre de conséquences évitées par un individu se pose celle de savoir qui au sein de la population évite les conséquences morbides. Si ce sont les personnes qui sont plutôt en mauvaise santé qui ont tendance à être davantage perdantes en cas d'inaction des pouvoirs publics face aux problèmes d'environnement, il est intéressant de déterminer si le CAP marginal pour éviter une conséquence morbide varie en fonction de l'état de santé de l'individu.

23. Tolley *et al.* (1994) font état de résultats contradictoires quant à la question de savoir si l'état de santé influence le CAP pour éviter des journées de maladie. Le CAP pour éviter une journée marquée par des symptômes sans gravité est généralement en corrélation positive avec le nombre de journées de ce type vécues par le répondant au cours des 12 derniers mois, et en corrélation négative avec les indicateurs généraux de santé. En revanche, aucune corrélation n'a été relevée entre le CAP pour éviter 30 journées marquées par des symptômes sans gravité ou pour éviter 10 ou 20 jours d'angine et l'état de santé. D'après Dickie *et al.* (1987), le CAP pour éviter une journée marquée par neuf symptômes différents pouvant être causés par l'exposition à l'ozone n'est pas influencé par le nombre de fois où les répondants ont connu ces symptômes, et il ne varie pas selon que les répondants souffrent d'un handicap respiratoire ou non. Pour leur part, Johnson *et al.* (2000) ont constaté que le CAP pour éviter des épisodes de mauvaise santé respiratoire et cardiaque était plus élevé parmi les personnes chez qui on a diagnostiqué un problème respiratoire ou cardiovasculaire ou une autre maladie grave.

24. Plusieurs études observent que le CAP pour éviter des conséquences morbides est plus élevé parmi les répondants qui souffrent plus fréquemment de ce type de conséquences ou qui, de façon générale, sont en moins bonne santé. Très rares sont en revanche les études qui parviennent à la conclusion inverse. Ready *et al.* (2004a) ont étudié le CAP pour éviter quatre épisodes différents de maladie respiratoire et de larmoiement (qui sont des indicateurs d'effet dans le cadre de fonctions exposition-réponse concernant des polluants tels que les particules). En conclusion, on peut dire qu'il existe probablement une corrélation négative faible entre l'état de santé et le CAP pour éviter la plupart des conséquences morbides de la pollution atmosphérique.

La cause de la maladie importe-t-elle ?

25. Bon nombre de conséquences morbides causées par une forme de pollution peuvent aussi être provoquées par d'autres formes (ainsi que par d'autres facteurs non liés à l'environnement). Les nausées, par exemple, peuvent avoir pour origine la pollution atmosphérique, la consommation d'eau contaminée ou la baignade dans des eaux polluées, ou encore une maladie d'origine alimentaire ou transmise par une autre personne. La valeur de l'évitement d'une conséquence morbide dépend-elle de la cause de cette conséquence ?

26. Peu d'études ont examiné directement cette question. La plupart des études d'évaluation de la santé environnementale entretiennent délibérément le flou sur la cause de la morbidité éventuelle ou les mécanismes par lesquels la santé des répondants serait améliorée. On craint en effet que si l'on indique aux

répondants qu'une amélioration de la santé découlerait d'une amélioration de la qualité de l'environnement, ceux-ci n'intègrent dans les valeurs de CAP qu'ils déclarent les autres bénéfices (meilleure visibilité, services écologiques, etc.) qui résulteraient logiquement d'une amélioration de la qualité de l'environnement, rendant ainsi difficile la détermination d'une valeur par journée ou par épisode. De fait, si l'on compare les valeurs de CAP mesurées sans mentionner la cause de la morbidité à celles correspondant à la même amélioration de la santé suscitée par une amélioration de la qualité de l'environnement, il apparaît que les secondes sont plus élevées que les premières (Rozaan et Willinger, 1998).

27. Ready *et al.* (2004b) ont tenté d'isoler l'impact de la cause de la morbidité sur la valeur de celle-ci, sans faire entrer en ligne de compte dans la valeur la façon de produire une amélioration de la santé. Dans cinq pays européens, ils ont mesuré le CAP pour éviter six épisodes particuliers de morbidité liés à la pollution de l'air et de l'eau. Tous les six étaient susceptibles d'être provoqués soit par la mauvaise qualité de l'air, soit par la baignade sur une plage contaminée. L'échantillon a été fractionné, certains répondants étant informés de la cause de la morbidité éventuelle (pollution atmosphérique ou eaux contaminées) et d'autres non. Cependant, les enquêteurs n'ont indiqué à aucun des deux groupes comment la morbidité serait évitée. Comme souvent dans ce genre d'étude, ils ont en revanche signalé aux répondants qu'en payant une somme donnée, ils pourraient éviter un épisode avec certitude. Les résultats n'ont fait apparaître aucune différence significative de CAP entre les deux groupes, ce qui est rassurant quant à la validité de la pratique courante qui consiste à appliquer des valeurs par incidence sans tenir compte de la cause précise de la conséquence morbide.

Une même valeur de morbidité pour tous les pays ?

28. La plupart des études d'évaluation de la santé environnementale réalisées jusqu'ici l'ont été aux Etats-Unis, bien que plusieurs études aient été menées à bien en Europe récemment. Peut-on valablement prendre des valeurs du CAP pour éviter des conséquences morbides qui ont été estimées dans un pays donné et s'en servir pour évaluer des améliorations sanitaires dans un autre pays (transfert de valeurs unitaires) ? Quels types d'ajustements convient-il d'opérer quand on procède à des transferts de valeurs entre pays ?

29. Les différences de richesse sont l'aspect qui a le plus retenu l'attention dans le cadre des transferts de valeurs entre pays. Si la santé est un bien comme un autre, le CAP pour l'améliorer devrait augmenter avec la richesse. De fait, la plupart des études empiriques constatent à l'intérieur des échantillons une corrélation positive entre le CAP et le revenu des répondants. Quant il s'agit d'utiliser des valeurs unitaires relatives à la santé estimées dans un pays (le pays d'étude) à des fins d'analyse des politiques dans un autre pays (le pays cible), on peut logiquement supposer que le CAP doit être ajusté pour tenir compte des différences de revenu moyen entre les deux pays. C'est particulièrement important lorsque le transfert s'opère d'un pays développé vers un pays peu développé.

30. Deux méthodes sont couramment employées pour corriger les valeurs de CAP en fonction des différences de revenu. Tout d'abord, les valeurs unitaires (valeurs correspondant au CAP pour des conséquences morbides particulières) du pays d'étude peuvent être ajustées en postulant une élasticité revenu constante du CAP. Si l'hypothèse d'une élasticité revenu de 1 peut paraître appropriée intuitivement, les données d'observation issues d'études nationales indiquent que l'élasticité revenu du CAP tend à être positive, mais inférieure à 1. La deuxième méthode consiste à utiliser des fonctions de valeur estimées dans le pays d'étude pour prévoir le CAP dans le pays cible. Ce « transfert de fonction de valeur » permet de tenir compte non seulement des différences de revenu, mais aussi de la variation de toute autre caractéristique qui a été mesurée pour chaque répondant dans l'étude d'origine et qui est mesurable dans le pays cible. Cette méthode suppose que les deux pays partagent une même fonction de valeur.

31. Pour tester la validité de l'une quelconque des trois méthodes de transfert (transfert de valeurs unitaires, transfert de valeurs unitaires avec ajustement pour tenir compte des différences de revenu et transfert de fonction de valeur), il est nécessaire de mesurer le CAP pour une même amélioration de la santé dans deux pays différents. Alberini *et al.* (1997) ont mesuré le CAP pour éviter un épisode d'affection respiratoire aiguë (provoqué par la pollution de l'air) à Taiwan, et comparé les valeurs correspondant aux conséquences normalisées à celles qui avaient été estimées auparavant aux Etats-Unis. Les valeurs unitaires estimées aux Etats-Unis ont été transférées moyennant un ajustement en fonction des différences de revenu entre les Etats-Unis et Taiwan, en tablant sur une élasticité de revenu de 1 ou 0.4, et les valeurs transférées ont été comparées à celles du CAP estimées à Taiwan. Les auteurs ont également transféré une fonction de valeur estimée à Taiwan pour prévoir le CAP aux Etats-Unis et comparé ces prévisions aux valeurs estimées précédemment aux Etats-Unis. Ils n'ont pas pu établir de façon certaine si l'une des trois méthodes était supérieure aux autres, ce qui tient en partie au fait que la variation des valeurs de CAP estimées aux Etats-Unis était grosso modo aussi forte que la variation entre Taiwan et les Etats-Unis. Leur travail a également été compliqué par le fait que les études n'évaluaient pas exactement les mêmes épisodes de morbidité aux Etats-Unis et à Taiwan. Sur la base de leur travail de comparaison des transferts de valeurs, Alberini et Krupnick (2002) parviennent à la conclusion que postuler une élasticité de revenu du CAP de 1.0 – ou même procéder à d'autres ajustements – n'est manifestement pas fiable lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques de morbidité et de mortalité dans les pays en développement.

32. Dans le même ordre d'idées, Chestnut *et al.* (1997) ont comparé le CAP pour éviter une journée d'affection respiratoire qui a été estimée à Bangkok (Thaïlande) à des estimations issues d'études conduites précédemment aux Etats-Unis. Il est apparu que même si le revenu moyen à Bangkok ne représente qu'environ un quart de celui enregistré aux Etats-Unis, le CAP moyen est grosso modo égal dans les deux pays. Cependant, l'interprétation de ce résultat est une nouvelle fois compliquée par le fait que des instruments d'enquête différents ont été utilisés aux Etats-Unis et à Bangkok.

33. Faute de données sur les niveaux de revenu des populations touchées sur le site d'étude et le site d'application, les chiffres du produit intérieur brut (PIB) par habitant ont été employés comme indicateur de substitution du revenu dans le cadre d'exercices de transfert de bénéfices entre pays. Cependant, lorsque les niveaux de revenu sur le site d'étude et/ou le site d'application s'écartent du niveau de revenu moyen dans les pays, cette méthode peut donner des résultats erronés dans le contexte des transferts de valeurs internationaux. C'est ce que montre clairement l'étude de Barton et Mourato (2003) sur les transferts entre le Portugal et le Costa Rica en ce qui concerne l'épisode ESTOMAC provoqué par la pollution de l'eau (tableau 1).

34. L'application des taux de change officiels pour convertir en monnaie nationale les estimations en USD transférées ne permet pas de refléter le véritable pouvoir d'achat des monnaies, car ces taux intègrent des facteurs de risque politiques et macro-économiques. Si une monnaie est faible sur le marché international (notamment parce qu'elle n'est pas pleinement convertible), les habitants du pays ont tendance à acheter des biens et services produits dans le pays qui sont aisément disponibles au niveau local. Cela renforce le pouvoir d'achat des monnaies en question sur leur marché. Afin d'exprimer le véritable pouvoir d'achat sous-jacent des monnaies, les Etats-Unis ont mis au point, dans le cadre de leur programme ICP (International Comparison Program), des mesures du PIB réel à une échelle permettant des comparaisons internationales. Les facteurs de transformation sont appelés parités de pouvoir d'achat (PPA).

35. Dans son manuel sur l'évaluation économique des incidences environnementales (BASD, 1996), la Banque asiatique de développement présente des valeurs monétaires attribuées aux incidences sur la santé et l'environnement qui sont ajustées en proportion du PIB par habitant. Elle fait observer qu'il serait plus approprié d'utiliser les estimations du PIB par habitant établies à l'aide des PPA, car comme indiqué plus haut, ces estimations ont été ajustées de façon à représenter une quantité comparable de biens et

services pouvant être achetés avec le revenu national par habitant dans chaque pays. Toutefois, même s'il est possible d'utiliser les taux de change et les chiffres du PIB ajustés en fonction des PPA pour éliminer l'incidence des différences de revenu et de coût de la vie entre les pays, on ne peut pas, par ce biais, tenir compte des différences entre les pays (ou même entre les parties d'un même pays) en ce qui concerne les préférences individuelles, la qualité de départ de l'environnement et les conditions culturelles et institutionnelles.

36. Dans l'idéal, pour tester la validité du transfert de valeurs entre pays, il faudrait utiliser le même instrument dans les deux pays, ce qui permettrait d'éliminer les variations provoquées par les différences d'instrument d'enquête. Ready *et al.* (2001b) ont estimé, au moyen du même instrument d'enquête d'évaluation contingente, le CAP pour éviter des épisodes de morbidité dans cinq pays européens (Pays-Bas, Norvège, Angleterre, Portugal et Espagne). Les six épisodes suivants ont été évalués : deux journées marquées par des symptômes bénins, une journée d'activité faiblement réduite, une journée de travail perdue, un épisode d'alitement, une consultation au service des urgences et une hospitalisation. Ces épisodes sont décrits succinctement dans le tableau 1.⁸

37. L'instrument d'enquête était de forme semblable à celui utilisé par Tolley *et al.* (1994). Les répondants ont été d'abord interrogés sur leur état de santé, puis priés de classer les épisodes selon leur gravité et enfin invités à indiquer leur CAP pour éviter chaque épisode. La division de l'échantillon en groupes qui ont été amenés à évaluer les épisodes dans un ordre différent n'a pas mis en évidence d'effets liés à l'ordre (Ready *et al.*, 2004a).

Tableau 1. Descriptions d'épisodes de morbidité utilisées dans Ready *et al.*, (2004a)⁹

Nom de l'épisode	Indicateur épidémiologique	Description
YEUX	<i>1 journée, symptômes bénins</i>	<i>Une journée avec : rougeur, larmoiement et démangeaison modérés des yeux ; nez qui coule et épisodes d'éternuements. Le malade n'est pas forcé de réduire ses activités normales.</i>
TOUX	<i>1 journée, activité faiblement réduite</i>	<i>Une journée avec : toux grasse persistante, légère oppression thoracique et quelques difficultés respiratoires. Le malade doit renoncer aux efforts physiques, mais il peut travailler et accomplir les activités quotidiennes.</i>
ESTOMAC	<i>1 journée de travail perdue</i>	<i>Une journée avec : nausées et maux de tête persistants, vomissements occasionnels ; quelques douleurs et crampes d'estomac ; diarrhée au moins deux fois dans la journée. Le malade doit renoncer à aller travailler ou à sortir de chez lui, mais il peut accomplir des tâches ménagères.</i>
ALITEMENT	<i>3 journées d'alitement</i>	<i>Trois journées avec : symptômes grippaux, dont toux grasse persistante avec quintes de toux occasionnelles, fièvre, maux de tête et fatigue. Les symptômes sont suffisamment graves pour obliger le malade à rester alité pendant les trois jours</i>
URGENCES	<i>Consultation au service des urgences pour BPCO et asthme</i>	<i>Une visite au service des urgences d'un hôpital pour l'administration d'oxygène et de médicaments afin de soigner une détresse respiratoire. Les symptômes sont notamment : toux grasse persistante avec quintes de toux occasionnelles, respiration haletante, même au repos, fièvre, maux de tête et fatigue. Le malade passe 4 heures au service des urgences, puis 5 jours alités chez lui</i>
HOSPITALISATION	<i>Hospitalisation pour BPCO, pneumonie, maladie respiratoire et asthme</i>	<i>Un séjour à l'hôpital pour soigner une détresse respiratoire. Les symptômes sont notamment : toux grasse persistante avec quintes de toux occasionnelles, respiration haletante, fièvre, maux de tête et fatigue. Le malade reste hospitalisé trois jours, puis passe 5 jours alités chez lui</i>

Note : BPCO = bronchopneumopathie chronique obstructive

⁸ L'épisode ESTOMAC (résultant de la pollution de l'eau) a été évalué uniquement en Angleterre et au Portugal. En Espagne, l'épisode URGENCES durait seulement 3 jours et l'épisode HOSPITALISATION, seulement 6 jours.

⁹ Tous les épisodes correspondent à des indicateurs d'effet de fonctions exposition-réponse liées à la qualité de l'air, sauf l'épisode ESTOMAC qui se rapporte à la pollution de l'eau.

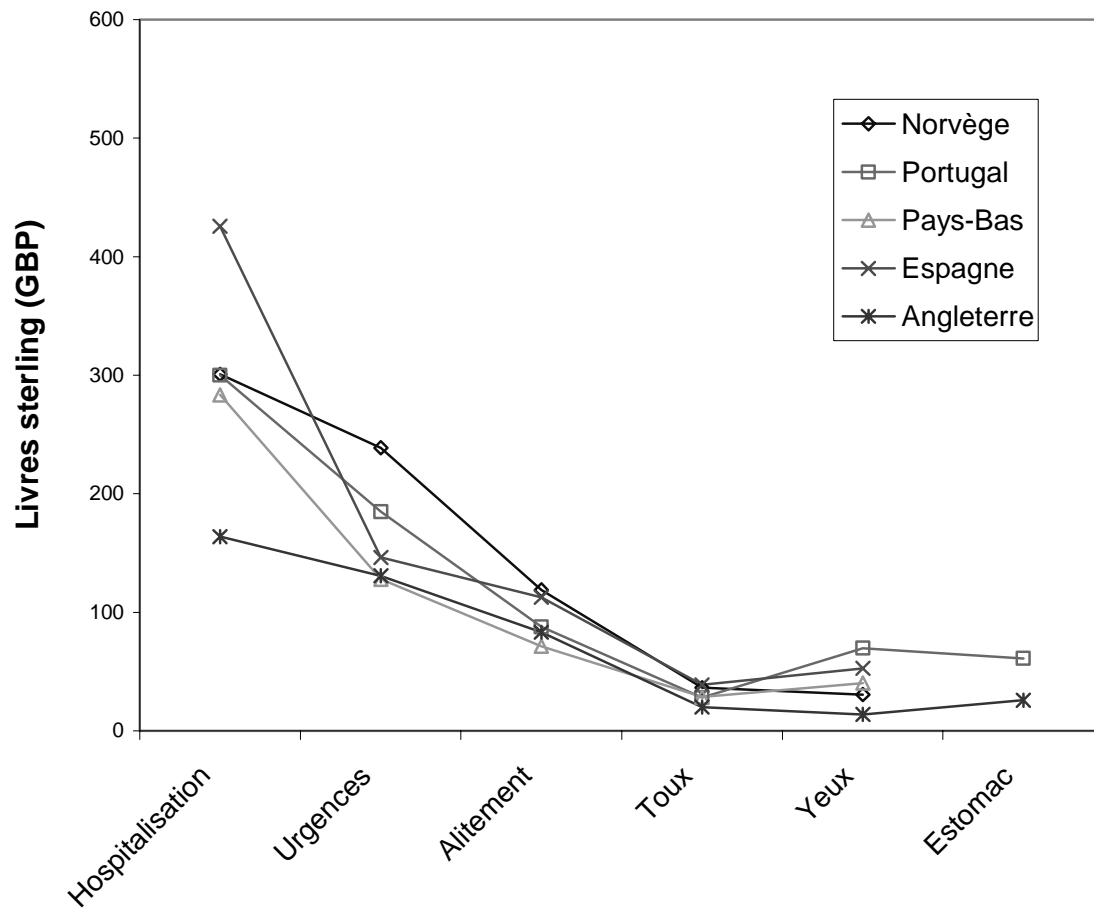
38. Comme nous l'avons souligné, l'un des problèmes soulevés par la comparaison de valeurs de CAP provenant de différents pays concerne le taux de change à appliquer. Ready *et al.* (2004a) font valoir qu'il convient d'opérer une conversion de la monnaie nationale en une monnaie commune au moyen des taux de change corrigés en fonction des PPA. Dans le contexte des enquêtes d'évaluation contingente, une meilleure santé est un bien marchand – quelque chose apportant une utilité positive que le répondant peut choisir d'acheter en payant un prix. Le choix du répondant entre acheter et ne pas acheter le bien dépend de son revenu, du prix d'une meilleure santé et du prix d'autres biens marchands à sa disposition. Si deux personnes ont des préférences sous-jacentes identiques mais que l'une d'elles est confrontée à des prix qui sont uniformément supérieurs de α pour cent à ceux auxquels est confrontée l'autre, alors les deux auront un comportement identique seulement si leurs revenus et le prix d'une meilleure santé varient également dans la même proportion. Il s'ensuit que toutes les valeurs de revenu et de CAP devraient être converties en une monnaie unique au moyen des taux de change corrigés en fonction des PPA.

39. La figure 1 montre le CAP moyen converti en livres sterling (GBP) pour chaque pays et chaque épisode. Sans surprise, le CAP est d'autant plus élevé que l'épisode est grave et long. Les trois épisodes qui ne durent qu'une journée – TOUX, YEUX et ESTOMAC – donnent lieu aux plus faibles valeurs moyennes de CAP dans tous les pays. Si l'on compare les résultats entre les pays, on constate que la Norvège et l'Espagne affichent systématiquement un CAP élevé par rapport aux trois autres pays, alors que l'Angleterre et les Pays-Bas affichent systématiquement un CAP bas. Le Portugal enregistre généralement des valeurs intermédiaires, sauf pour l'épisode YEUX où il arrive en tête. Ces différences apparentes sont dans bien des cas statistiquement significatives.

40. Les résultats de cette étude peuvent paraître quelque peu paradoxaux au regard des différences de revenu entre les pays. Ainsi, bien que l'Espagne et le Portugal présentent un revenu réel moyen bien plus bas que les trois nations d'Europe septentrionale, ils affichent généralement des valeurs de CAP intermédiaires voire élevées comparées à celles des autres pays. Cependant, il existe plusieurs autres différences entre les pays qui revêtent de l'importance dans le contexte de l'évaluation de la santé (éducation, taille de la famille, état de santé du moment). Pour prendre en compte ces différences, des fonctions de valeur ont été estimées pour chaque pays pour chaque épisode. Les variables explicatives employées dans les régressions étaient notamment le revenu du répondant, son niveau d'instruction, son sexe, son âge, la présence éventuelle d'enfants dans son foyer, ainsi que des mesures de son état de santé et d'antécédents récents se rapportant aux symptômes décrits.

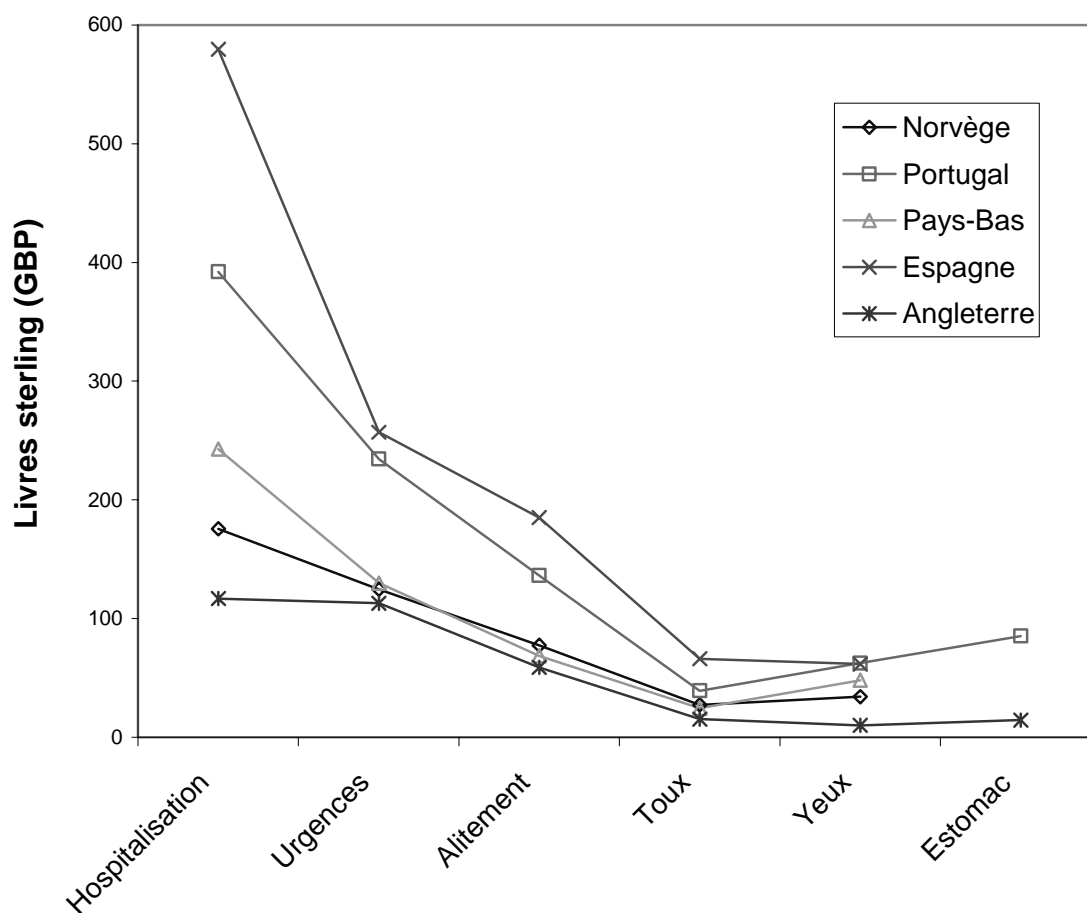
41. Au moyen de ces fonctions de valeur, il est possible d'établir pour chaque pays une estimation du CAP d'un répondant « normalisé », c'est-à-dire d'un répondant identique du point de vue de l'ensemble des caractéristiques mesurables. La figure 2 montre pour chaque épisode et chaque pays le CAP prévu d'un répondant dont les caractéristiques sont égales à la moyenne de chacun des cinq pays. Les grandes lignes des résultats ressortent alors plus clairement. Le CAP du répondant normalisé est systématiquement plus élevé en Espagne et au Portugal qu'aux Pays-Bas, en Norvège et en Angleterre. Pour certains épisodes, il est beaucoup plus élevé. A l'intérieur de ces deux groupes de pays, les écarts sont faibles.

Figure 1. CAP pour éviter des épisodes de morbidité (valeur par épisode)¹⁰



¹⁰ Ready et al. (2004a).

Figure 2. CAP d'un répondant « normalisé »¹¹



42. Même si ces résultats montrent que le transfert de valeurs unitaires et le transfert de fonction de valeur ne sont pas valables *statistiquement* entre deux pays, il est intéressant de connaître l'ampleur des erreurs de transfert qui pourraient en résulter. Le transfert de fonction de valeur, auquel on prête pourtant l'avantage de tenir compte de toutes les différences mesurables entre pays source et pays cible, donne en fait de moins bons résultats encore que les deux méthodes de transfert de valeurs unitaires.

43. Les erreurs de transfert – 38 % en moyenne – sont dues non seulement au transfert entre pays, mais aussi à la variation d'échantillonnage dans le pays d'étude comme dans le pays cible. A titre indicatif, une simulation Monte Carlo a montré que si l'on conduisait deux fois la même étude dans le même pays, il y aurait entre les valeurs qui en résulteraient un écart de 16 % en moyenne. L'erreur de transfert attendue de 38 % doit donc être appréciée en tenant compte du « bruit de fond » induit par cette erreur d'échantillonnage aléatoire.

¹¹ Ready et al. (2004a).

44. Deux résultats concordants se dégagent des trois études examinées ici. Premièrement, contrairement aux anticipations fondées sur la théorie économique, l'ajustement des valeurs en fonction des différences de caractéristiques mesurables n'améliore pas forcément le transfert de valeurs. Deuxièmement, si le transfert de valeurs et le transfert de fonction de valeur peuvent ne pas être valables statistiquement, ils peuvent produire des estimations dont la fiabilité est suffisante aux fins d'analyse des politiques. De fait, les erreurs associées au transfert de valeurs ne sont le cas échéant guère plus importantes que les erreurs d'échantillonnage qui résulteraient de la conduite d'une nouvelle étude dans le pays cible, ou que les différences de valeurs qui découlent du recours à des instruments d'enquête différents dans un même pays.

Valeur de la morbidité chez les enfants et chez les adultes

45. Navrud (2001, tableau VII) a constaté qu'en Norvège, le CAP des répondants pour éviter une hausse du nombre annuel de journées de toux (qui est un indicateur d'effet de fonctions exposition-réponse liées à la pollution atmosphérique) est 2.0-2.5 fois plus élevé lorsqu'il s'agit de leurs enfants que lorsqu'il s'agit d'adultes. En outre, la valeur marginale d'une journée de toux semble décroître plus lentement pour les enfants que pour les adultes. Ces résultats sont en phase avec ceux d'une enquête d'évaluation contingente réalisée aux Etats-Unis (Dickie et Messman, 2004), de laquelle il ressort que les parents attribuent une valeur deux fois plus élevée aux caractéristiques des maux qui frappent leurs enfants qu'à celles des maux qui les frappent eux, et paraissent s'expliquer davantage par l'altruisme parental que par des différences d'état de santé initial ou de coût de la maladie entre parents et enfants. Le CAP des parents pour éviter la maladie chez eux ou chez leurs enfants augmente avec le revenu, diminue avec la fécondité, progresse – à un rythme décroissant – avec la durée et le nombre des symptômes, et dépend de la gêne et du degré de réduction de l'activité perçus. Les auteurs concluent que la valeur de la santé des enfants peut être considérablement sous-estimée par la valeur courante d'évaluation des bénéfices en termes de morbidité ou des coûts de la réglementation ou de l'inaction en matière d'environnement, en particulier parmi les familles afro-américaines. Dickie et Messman (2004, tableau 8) proposent également une analyse de qualité, quoique incomplète, des études antérieures d'évaluation de la morbidité aigüe.

4. Examen des études d'évaluation de la mortalité

46. Viscusi et Aldy (2003) ont rassemblé des informations sur plus d'une soixantaine d'études fondées sur la méthode du salaire hédoniste (MSH) qui ont été réalisées dans 10 pays. Ils observent qu'aux Etats-Unis, la plupart de ces enquêtes au niveau du marché du travail estiment la valeur de la vie statistique (VVS) entre 4 et 9 millions d'USD. On trouvera à l'annexe 1 un aperçu des études d'évaluation de la mortalité recourant à la MSH et à la MEC. La VVS recommandée par l'Agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA, voir annexe 2) a été établie principalement sur la base d'études MSH. La transposition de ces dernières dans le contexte de la politique de l'environnement présuppose que les préférences des individus en matière de revenu et de risque ne varient pas en fonction du contexte. Les études d'évaluation contingente et autres reposant sur les préférences exprimées sont virtuellement à même de surmonter bon nombre de faiblesses qui valent parfois aux autres méthodes d'être critiquées. Les études d'évaluation contingente peuvent être employées pour évaluer les réductions des risques de mortalité dans de nombreux contextes et ne se limitent pas aux risques professionnels.

47. Chilton *et al.* (2004) ont estimé le CAP correspondant à une réduction de la mortalité (définie comme un rallongement d'un an de l'espérance de vie, en bonne ou mauvaise santé) et une baisse de la morbidité (définie comme le fait d'éviter une hospitalisation pour cause respiratoire et une journée de difficultés respiratoires) moyennant une diminution de la pollution atmosphérique. Au lieu de présupposer que les individus connaissent l'ampleur exacte du risque auquel ils sont confrontés (comme c'est le cas dans les études MSH), les études d'évaluation contingente bien conçues instruisent les répondants sur ce point, l'étendue du risque leur étant indiquée clairement. L'évaluation contingente permet aussi d'étudier

les personnes pour qui l'inaction des pouvoirs publics dans le domaine de l'environnement a des répercussions défavorables. On estime qu'il s'agit là d'une caractéristique particulièrement avantageuse de cette méthode, car les personnes en question (les personnes âgées, par exemple) sont susceptibles d'être très différentes de la population couverte par les études MSH et peuvent avoir des préférences différentes en matière de revenu et de risque.

48. Nonobstant ces avantages et la souplesse qu'offrent la MEC et les autres méthodes reposant sur les préférences exprimées, les estimations de la VVS qui sont issues des enquêtes correspondantes sont très controversées. Les répondants ne sont pas habitués à manier des probabilités, notamment dans le cas de risques très faibles, et le fardeau cognitif qui leur est imposé dans le cadre de l'enquête – ou le fait de ne pas les informer valablement sur les risques – peut susciter des effets indésirables : absence de distinction entre différents degrés de réduction des risques (échec au « test de portée ») (Hammit et Graham, 1999), confusion entre risques absolus et risques relatifs (Baron, 1997), réponses de protestation (Carson, 2000), etc.

49. A partir des fonctions exposition-réponse concernant la mortalité, on obtient deux types d'estimations : i) pour les études de mortalité aiguë et l'analyse élémentaire des effets chroniques, une estimation des décès ; et ii) pour l'analyse plus évoluée des effets chroniques fondée sur le recours à des tables de survie, une estimation des années de vie perdues.

50. Les travaux récents publiés prévoient deux possibilités pour l'évaluation des incidences sur le plan de la mortalité : l'utilisation de la valeur de la vie statistique (VVS) et celle de la valeur d'une année de vie (VAV). Une estimation appropriée de la VVS pourrait être appliquée directement au résultat (nombre de décès) des études de mortalité aiguë. En revanche, pour appliquer la VVS au résultat de la fonction de mortalité chronique en employant la méthodologie considérée comme la plus appropriée (c'est-à-dire la quantification des années de vie perdues), il faut convertir les années de vie perdues en nombre de décès. Un problème analogue se pose en cas de recours à l'option VAV : en l'occurrence, il s'agit alors de convertir le nombre estimé de décès dus à des expositions aiguës en nombre d'années de vie perdues.

51. Dans son examen critique révisé de la méthodologie proposée pour l'analyse coûts-avantages du Programme Air pur pour l'Europe (CAFE) (Holland, 2004), Krupnick (2004) note que contrairement aux VVS, qui sont calculées à partir d'estimations du CAP pour des réductions de risque établies à l'aide d'enquêtes faisant appel au salaire hédoniste ou aux préférences exprimées, les VAV ont été calculées à partir d'une estimation de la VVS, généralement sur la base d'une étude MSH. La plus simple de ces approches consiste à diviser la VVS par les années de vie restantes. On postule un taux d'actualisation, une espérance de vie par défaut et le fait que la valeur d'une année de vie est constante sur toutes les années de vie restantes, ce qui permet de calculer la VAV. Ainsi, dans le cas de la VVS fixée par l'USEPA à 6.1 millions d'USD, une perte d'espérance de vie de 40 ans (dans l'hypothèse d'un décès survenant à 45 ans dans l'étude fondée sur le salaire hédoniste moyen) à 3 % correspond à une VAV d'environ 270 000 USD.

52. Différents chiffres ont été avancés dans le passé pour représenter le nombre moyen d'années de vie perdues par individu dont le décès est lié à une exposition chronique aux particules (à distinguer de la moyenne de toutes les personnes exposées, qui est bien évidemment plus faible puisque toutes ne décèdent pas prématurément du fait de leur exposition). Pour convertir les années de vie perdues en décès, une possibilité consiste à rechercher les causes de décès liées à une exposition chronique aux particules dans les études de cohorte. Cette catégorie est dominée par les causes cardiovasculaires et certains cancers du poumon. L'effet des maladies respiratoires non malignes n'est pas clair. Il est possible d'estimer les années de vie perdues du fait des décès imputables à ces causes et d'utiliser ces estimations pour calculer les décès prématurés.

53. Bien que la pratique soit peu courante dans le cadre de l'évaluation économique des incidences sanitaires liées à l'environnement, dans le secteur de la santé, on combine souvent les années de vie perdues avec une évaluation de la qualité des années de vie suivant la méthode QALY (Quality Adjusted Life Year) (Hammit, 2002). Cela sert, par exemple, à analyser le rapport coût-efficacité de différentes mesures envisageables pour améliorer l'état de santé de la population en général ou de différents traitements d'une même maladie.

54. Très peu d'études ont recueilli des estimations du CAP se rapportant directement à la VAV. Les premiers travaux à aborder spécifiquement cet aspect ont été ceux de Johannesson et Johansson (1996), qui ont mis en évidence une VAV très faible. Dans le cadre d'une étude récente du DEFRA (Chilton *et al.*, 2004), une évaluation contingente de gains d'espérance de vie de 1, 3 et 6 mois a été réalisée afin de produire une estimation de la VAV (en bonne et mauvaise santé). Cette étude ne satisfait pas au test de portée, mais les auteurs prônent l'utilisation du sous-échantillon « 1 mois » pour produire une « meilleure estimation » de la VAV de 27 630 GBP. Krupnick (2004) fait valoir que, dans la mesure où cette étude mentionnait expressément la pollution atmosphérique comme cause, le CAP s'en est peut-être trouvé diminué car les répondants ont pu se demander s'il leur incombait de payer pour réduire la pollution atmosphérique.

55. Krupnick (2004) note aussi que la mesure de la VAV, si elle n'a pas le passé de la VVS, suscite aujourd'hui un plus grand intérêt, car il est indéniable que la plupart des décès dus à l'inaction des pouvoirs publics en matière d'environnement touchent en principe des personnes âgées, et que traiter ces personnes-là et les autres de façon équivalente aux fins de l'évaluation ne paraît pas indiqué, le nombre d'années de vie perdues étant bien moindre dans le cas du décès d'une personne âgée. Cela étant, les travaux épidémiologiques publiés n'offrent pas vraiment une base solide pour ce qui est des années de vie perdues, et ceux consacrés à la VAV se limitent à une poignée d'études où les répondants ont été interrogés directement sur le CAP pour une espérance de vie supplémentaire (par exemple, Johannesson et Johansson, 1996 ; Hammit et Liu, 2004 ; Chilton *et al.*, 2004). C'est pourquoi Krupnick (2004) se montre critique à l'égard de la proposition d'utiliser la VAV dans l'analyse principale et d'employer la VVS pour une analyse de sensibilité dans le cadre de l'analyse coûts-avantages du CAFE (Holland *et al.*, 2004).

56. Le tableau 3 présente des estimations de la VVS pour six pays, établies à partir du même instrument d'enquête fondée sur la méthode de l'évaluation contingente ; elles varient dans une fourchette de 0.5 à 1.5 million d'EUR. Elles sont proches de la valeur centrale de 1.4 million d'EUR retenue provisoirement par la DG Environnement de la Commission européenne ; voir les informations données à l'annexe 2 (qui proviennent d'un atelier d'experts organisé en 2000 par la DG Environnement ; voir aussi http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/recommended_interim_values.pdf).

57. Cependant, Krupnick (2004, p. 32) note que dans le cadre des applications de l'enquête Krupnick *et al.* (2002) en Europe, on a utilisé la variation du risque de 5 pour 1 000 sur 10 ans (ce qui équivaut à une variation annuelle du risque de 5 pour 10 000), mais on n'a pas, comme aux Etats-Unis et au Canada, posé d'abord la question du CAP correspondant à la variation de 1 pour 1 000. D'après les résultats obtenus aux Etats-Unis et au Canada, il estime que la VVS implicite correspondant à cette variation moindre du risque serait 2 à 3 fois plus élevée que celle correspondant à la variation de 5 pour 1 000. La VAV s'en trouverait accrue dans des proportions comparables. Krupnick critique également le recours à la médiane, fût-elle une statistique plus « solide », estimant que la moyenne constitue la mesure appropriée dans l'analyse coûts-avantages car elle permet de faire la synthèse de l'hétérogénéité des valeurs au sein de l'échantillon.

Tableau 3. Valeur de la vie statistique (VVS) estimée dans plusieurs pays au moyen du même instrument d'enquête d'évaluation contingente¹²

Pays	CAP médian (en EUR de 2002)
Canada	506 000
Etats-Unis	700 000
Royaume-Uni	772 000
Italie	1 448 000
France	958 520
Brésil	1 020 000 – 1 770 000

Notes :

- 1) Chiffres non corrigés en fonction des parités de pouvoir d'achat (PPA).
- 2) Les valeurs médianes sont présentées. La valeur médiane de la distribution de Weibull est considérée comme un estimateur plus solide. Le CAP moyen est 2 à 3 fois plus élevé et devrait être utilisé comme extrémité haute de la fourchette d'estimation pour montrer l'incertitude.
- 3) Si la valeur de l'Italie est relativement élevée, c'est peut-être parce que l'échantillon n'était pas représentatif de la population italienne.
- 4) L'étude brésilienne repose sur un échantillon d'habitants de Sao Paulo appartenant aux classes sociales moyennes et supérieures, grosso modo 69 % de la population totale (Ortiz *et al.*, 2004).

Dépendance par rapport à l'âge

58. La première étude à s'être penchée sur la question de la dépendance de la VVS par rapport à l'âge était celle de Jones-Lee (1989), qui était consacrée au CAP pour éviter le risque d'accidents graves de la circulation. En partant d'une VVS centrale de 4 millions d'EUR à l'âge de 40 ans, il est apparu que la courbe de variation de la VVS selon l'âge prenait la forme d'un U inversé. D'autres éléments confortant l'idée que la VVS diminue avec l'âge figurent dans Desaignes et Rabl (1995) et dans Krupnick *et al.* (2000). Pour leur part, Johannesson et Johansson (1996) ont employé la méthode d'évaluation contingente pour examiner le CAP de répondants âgés de 18 à 69 ans pour un dispositif qui accroît l'espérance de vie d'un an à l'âge de 75 ans.

59. Leur étude fait apparaître un CAP qui augmente avec l'âge – elle a cependant été critiquée pour sa méthode d'obtention et la petite taille de l'échantillon. Cette évolution en fonction de l'âge a également été mise en évidence dans l'étude d'évaluation contingente de Persson et Cedervall (1991). Pearce (1998), après avoir procédé à un dépouillement des publications, parvient à la conclusion qu'en l'état, les éléments d'appréciation paraissent plutôt plaider pour une lente diminution de la VVS avec l'âge.

60. Pour autant que je sache, la question connexe de l'influence du caractère plus ou moins éloigné dans le futur des incidences (effets différés et chroniques de la pollution atmosphérique sur la mortalité) n'a été estimée que de façon empirique dans les études d'Alberini *et al.* en Amérique du Nord (Alberini *et*

¹² VVS estimée dans plusieurs pays au moyen du même instrument d'enquête d'évaluation contingente (Krupnick *et al.*, 2002 ; Alberini *et al.*, 2004). On a soumis aux répondants des diagrammes montrant une réduction du risque de mortalité de 5 pour 1 000. Les études du Royaume-Uni, de l'Italie et de la France forment l'étude du projet NEWEXT de l'UE.

al., 2001) et dans l'étude NEWEXT (Alberini *et al.*, 2004). Ces études montrent que les variations futures du risque se voient attribuer une valeur moindre que les variations immédiates aux Etats-Unis comme au Canada, avec à la clé des taux d'actualisation interne de respectivement 4.6 % et 8 %. En France, en Italie et au Royaume-Uni, ces taux s'établissent à 5 %, 6 % et 10 % respectivement.

Etat de santé

61. S'agissant du rapport entre l'état de santé et la VVS, les éléments d'appréciation issus des évaluations contingentes sont très minces et ne permettent pas de tirer des conclusions. Les principales études ayant examiné ce rapport sont celle de Johannesson et Johansson (1996), qui a observé un CAP moins élevé chez les répondants en mauvaise santé, et celle de Krupnick *et al.* (2000), qui n'a pas relevé de preuves d'un lien entre les deux. Etant donné que l'état de santé de la plupart des personnes touchées par la pollution atmosphérique s'écarte probablement de la norme, l'ajustement de la VVS et de la VAV en fonction de l'état de santé ne paraît pas pouvoir être opéré de façon crédible dans la pratique faute de recherches suffisantes consacrées à cet aspect.

Contexte et « degré de libre-arbitre »

62. On manque également d'évaluations contingentes originales en ce qui concerne le rapport entre le CAP et le contexte. Les principales études, celles de Jones-Lee et Loomes (1993, 1995) et de Covey *et al.* (1995) mentionnées dans Rowlatt *et al.* (1998), prennent la VVS dans le contexte des accidents de la circulation et opèrent un rapprochement avec les risques d'accident de métro, les risques d'origine alimentaire, les risques courus par des tiers vivant à proximité d'un grand aéroport et les risques d'incendie domestique. Du fait qu'il est perçu comme involontaire, le risque d'accident de métro donne lieu à une VVS majorée de 50 % par rapport à celle correspondant aux accidents de la circulation. A l'inverse, le risque d'incendie domestique donne lieu à une réduction de 25 % car il est apparemment perçu comme très peu indépendant de la volonté ou comme très maîtrisable. Aucun élément ne plaide en faveur d'un ajustement de la VVS correspondant aux accidents de la circulation en fonction de l'échelle de l'accident (contextes de l'accident de métro ou de la proximité d'un aéroport). Ainsi, le peu d'éléments dont on dispose laisse supposer que le contexte en ce qui concerne le degré de libre-arbitre revêt vraisemblablement de l'importance pour la détermination du CAP, mais les preuves en ce sens ne sont pas encore assez solides pour que l'on se montre catégorique à cet égard, ni pour que les VVS et VAV correspondant à l'exposition à la pollution atmosphérique soient corrigées pour tenir compte du caractère très involontaire de cette exposition.

Ampleur de la variation du risque

63. Lorsqu'on emploie la méthode d'évaluation contingente afin d'obtenir le CAP pour une diminution des probabilités de décès, l'un des aspects à observer concerne la sensibilité aux variations du risque. D'après la théorie économique, le CAP pour réduire de faibles probabilités de décès devrait logiquement augmenter avec l'ampleur de la réduction du risque et être grosso modo proportionnel à cette ampleur, en supposant que la réduction du risque soit un bien souhaité. Ainsi, si une certaine valeur monétaire est attribuée à une diminution donnée du risque annuel de mortalité, une valeur monétaire supérieure devrait être attribuée à une diminution plus importante de ce risque. En outre, la différence entre les deux valeurs monétaires devrait être proportionnelle à la différence entre ces risques (sans tenir compte de l'effet de revenu).

64. Hammitt et Graham (1999) ont analysé certaines raisons qui font que le CAP déclaré n'est souvent pas sensible à la variation de l'ampleur du risque. Se fondant sur un examen de plusieurs études d'évaluation contingente, ils estiment que l'une d'elles pourrait tenir au fait que les répondants ne comprennent pas nécessairement les probabilités ou ont du mal à appréhender intuitivement des variations

qui portent sur des probabilités faibles de décès. Il se peut également que les répondants n'envisagent pas les probabilités données comme s'appliquant à eux-mêmes. Dans ce cas, le CAP déclaré ne serait pas proportionnel à l'ampleur de la réduction des risques offerte aux répondants, mais devrait être proportionnel à la variation des risques perçus.

65. Pour le vérifier, on peut effectuer un test interne de sensibilité à l'ampleur sur un échantillon donné, le répondant étant interrogé sur son CAP pour différentes variations du risque dans le même questionnaire. Un test « externe » de sensibilité à l'ampleur consiste à employer différents échantillons pour comparer les estimations du CAP, c'est-à-dire à interroger des répondants différents sur leur CAP pour différentes réductions du risque sans possibilité de coordination des réponses. Les tests internes ont plus de chances d'être concluants car il est vraisemblable que les personnes interrogées répondent aux questions sur leur CAP pour une réduction donnée du risque en fonction des réponses qu'elles ont données aux questions précédentes concernant d'autres variations du risque, d'où un certain degré de cohérence. Dans l'application canadienne de l'instrument d'enquête, Alberini *et al.* (2001) ont constaté que le CAP pour une réduction du risque variait sensiblement en fonction de l'ampleur de celle-ci. En l'occurrence, le CAP moyen pour une réduction de 5 pour 10 000 du risque annuel de décès était environ 1.6 fois supérieur à celui obtenu pour une réduction de 1 pour 10 000 ; le CAP est donc bien sensible à l'ampleur de la réduction du risque, mais non strictement proportionnel.

La mortalité chez les enfants et chez les adultes et l'altruisme

66. L'étude OCDE (2004) passe en revue les éléments d'appréciation concernant l'évaluation économique de la mortalité des enfants et constate que ces derniers n'ont ni les capacités cognitives nécessaires, ni les moyens financiers requis pour exprimer des préférences fiables dans le cadre d'enquêtes reposant sur les préférences exprimées. Aussi le point de vue de la société représente-t-il le meilleur point de vue dans l'optique de l'action des pouvoirs publics, mais il n'est pas appliqué pour révéler les préférences des enfants parce qu'il est difficile de distinguer l'altruisme paternaliste de celui qui ne l'est pas, d'où un problème de double comptabilisation dû à l'altruisme. Dans le cas de l'altruisme paternaliste, il serait approprié de totaliser le CAP sur l'ensemble des individus. C'est pourquoi on demande aux parents d'indiquer la valeur qu'ils attribuent au risque de mortalité pour leur enfant. D'après certaines études, les avantages sur le plan de la santé ont une plus forte valeur lorsqu'ils concernent les enfants que lorsqu'ils concernent les adultes, alors que pour d'autres, les deux valeurs sont similaires et qu'une étude constate une valeur plus élevée dans le second cas que dans le premier.

5. Difficultés méthodologiques et incertitudes

67. Les difficultés méthodologiques et les incertitudes qui caractérisent les études fondées sur le salaire hédoniste et sur les préférences exprimées ont été examinées dans les sections 3 et 4. Dans l'ensemble, il est recommandé de recourir aux méthodes faisant appel aux préférences exprimées pour évaluer tant la mortalité que la morbidité, car elles offrent des avantages importants et de la souplesse.

68. A partir de l'analyse développée dans les sections qui précèdent, on peut recenser plusieurs questions critiques dans l'optique de l'évaluation de la mortalité et de la morbidité. Ces questions, qui sont présentées ci-dessous, appellent des recherches plus poussées.

1. Non-linéarité de la valeur des incidences

- a. Comment la valeur d'une journée marquée par des symptômes varie-t-elle en fonction du nombre de ces journées ?
- b. Comment la VVS et la VAV varient-elles en fonction de l'âge ?
- c. Valeurs propres au contexte (dont la cause de décès/morbidité)
- d. Impact de l'état de santé sur la VAV

2. Temps, actualisation, latence
 - a. Taux d'actualisation social contre taux d'actualisation individuel en cas de période de latence
3. Agrégation et équité
 - a. Même valeur attribuée aux incidences sanitaires dans des pays présentant des niveaux de revenu différents ?
 - b. Même valeur pour les enfants et les adultes ?
 - c. Risque de double comptabilisation due à l'altruisme lorsqu'on demande aux parents de donner des valeurs concernant leurs enfants ?
 - d. Modalités de prise en compte des différences culturelles et/ou institutionnelles
4. Perception du risque
 - a. Les individus sont-ils capables de discerner de faibles variations du risque de mortalité (tests d'ampleur) ?
 - b. Comment évaluer le risque de contracter des maladies chroniques ?

69. On trouvera dans la section 6 des recommandations provisoires concernant les valeurs et la manière de traiter ces questions critiques.

6. Conséquences pour les responsables de l'action publique

Recommandations provisoires concernant les plages de valeurs relatives à la mortalité et la morbidité

70. Faute de temps et de moyens, la plupart des analyses coûts-avantages (ACA) de l'inaction ou de l'action des pouvoirs publics en matière d'environnement s'en remettent à un transfert de valeurs. Bien que celui-ci entraîne une incertitude accrue par rapport à la démarche qui consiste à réaliser de nouvelles enquêtes d'évaluation de la santé pour chaque projet analysé, il constitue la meilleure solution disponible pour incorporer des valeurs relatives à la santé dans les ACA (et serait particulièrement utile lorsque les coûts et les avantages sont très éloignés).

71. Les valeurs devraient reposer sur des méthodes faisant appel aux préférences exprimées et être proches de la VVS provisoire recommandée par la DG Environnement de la Commission européenne, qui est de 1 million d'EUR pour les incidences de la pollution atmosphérique sur la mortalité aiguë (voir annexe 2) et qui intègre un ajustement de 0.7 à partir de 70 ans (quoique les éléments d'appréciation concernant l'effet de l'âge sur la VVS demeurent contrastés). Ces valeurs s'accordent aussi avec les estimations de la VVS présentées dans le tableau 2. Elles sont en revanche inférieures à celles généralement employées par l'USEPA (voir annexe 2).

72. Il n'y a pas d'ajustement en fonction de l'état de santé, mais un taux d'actualisation central de 4 % est employé pour la période de latence (ce qui est inférieur aux taux d'actualisation privés observés). Cependant, Krupnick (2004) fait valoir que la VVS devrait être supérieure et ne pas ignorer les valeurs plus élevées correspondant à la réduction du risque annuel de 1 pour 10 000. Il fait aussi observer que la VVS varie apparemment selon les pays et que des valeurs de VVS différentes devraient être employées pour des raisons d'efficacité. La question de savoir si de telles distinctions doivent être opérées dans les décisions des pouvoirs publics est forcément politique.

73. Le recours à une VAV différenciée selon l'âge et l'état de santé pourrait être approprié pour évaluer les incidences de la pollution atmosphérique sur le plan de la mortalité, mais il faut davantage d'études estimant directement la VAV (au lieu de la calculer à partir de la VVS). S'agissant de la pollution atmosphérique, les valeurs de mortalité correspondant à l'état de santé « malade » devraient être utilisées.

74. Il conviendrait aussi de prendre en compte les résultats des enquêtes fondées sur la méthode de l'évaluation contingente qui sont en cours de réalisation dans les nouveaux Etats membres de l'UE en appliquant le même instrument d'évaluation contingente que celui évoqué au tableau 2. De nouvelles études d'évaluation de la mortalité aussi bien que de la morbidité dans les pays en développement sont également nécessaires pour comparer les estimations et évaluer si les mêmes valeurs doivent être utilisées dans tous les pays d'un point de vue éthique.

75. Pour l'évaluation des indicateurs d'effet sur le plan de la morbidité des fonctions exposition-réponse correspondant à la pollution atmosphérique, il conviendrait d'employer les résultats de l'étude portant sur cinq pays (Ready *et al.*, 2004a), conjugués aux nouvelles estimations des hospitalisations pour cause respiratoire et des journées de gêne respiratoire données dans Chilton *et al.* (2004).

76. S'agissant de la morbidité chronique, l'estimation de 200 000 EUR par cas utilisée dans le CAFE (Holland *et al.*, 2004) repose sur des études réalisées aux Etats-Unis, mais les parités de pouvoir d'achat devraient être employées plutôt que le taux de change courant. Les travaux publiés sur lesquels se fonde cette valeur sont étonnamment peu fournis, puisqu'on ne dénombre que deux études comparables reliées par le recours à la même méthodologie : celle de Viscusi *et al.* (1991) et celle de Krupnick et Cropper (1992).

Coût social de l'inaction des pouvoirs publics

77. Pour procéder à une analyse coûts-avantages de mesures destinées à faire baisser la pollution de l'air, de l'eau et des sols, il faut connaître les coûts cumulés de l'inaction des pouvoirs publics. S'agissant des coûts sanitaires liés à l'environnement, il nous faut être capables d'estimer le nombre d'épisodes/de cas de morbidité différents – qui vont des journées d'activité faiblement réduite (pour cause de toux) aux décès prématurés/pertes d'espérance de vie – et procéder pour chaque épisode à une multiplication par une valeur économique unitaire transférée.

78. Une récente étude d'évaluation contingente portant sur des mesures de réduction de la pollution de l'air en Pologne (Dziegielewska et Mendelsohn, 2005) a montré que les incidences sanitaires représentaient 61-77 % du coût total de l'inaction face à la pollution atmosphérique (coût qui comprenait également la diminution de la visibilité et les atteintes aux biens, au patrimoine culturel et aux écosystèmes). Compte tenu du fait que cette étude a pris en compte davantage d'atteintes que les travaux d'agrégation réalisés par l'USEPA (1999) au moyen de valeurs unitaires transférées – où la part des coûts sanitaires totaux était de 96 % –, il ressort de l'une et l'autre de ces deux approches que les coûts sanitaires sont prépondérants dans le coût total de l'inaction des pouvoirs publics en matière d'environnement. Fait intéressant, on remarque cependant que la fraction des coûts sanitaires liés à la morbidité est plus importante dans l'étude d'évaluation contingente originale (26-28 % de la valeur totale) que dans les travaux de l'USEPA (où la morbidité représente 6 % et la mortalité, 90 %). Dziegielewska et Mendelsohn (2005) ont aussi estimé que l'inaction des pouvoirs publics face à la pollution atmosphérique – par rapport à une situation où le nombre de décès prématurés baisserait de 25-50 % grâce à une réduction de la pollution de l'air – représentait un coût de l'ordre de 0.8-1.0 % du produit intérieur brut (PIB).

REFERENCES

- Alberini, A., M. Cropper, T.-T. Fu, A. Krupnick, J. T. Liu, D. Shaw et W. Harrington (1997), Valuing Health Effects of Air Pollution in Developing Countries: The Case of Taiwan. *Journal of Environmental Economics and Management* 34(2): 107-126.
- Alberini, A., Cropper, M., Krupnick, A. et Simon, N. (2002), Does the Value of a Statistical Life Vary with Age and Health Status? Evidence from the United States and Canada. Resource for the Future (RfF) Discussion Paper 02-19, RfF, Washington D.C.
- Alberini, A., A. Hunt et A. Markandya (2004), Willingness To Pay To Reduce Mortality Risks: Evidence From A Three-Country Contingent Valuation Study. Paper presented at the Annual meeting of the European Association of Environmental and Resource Economists ; Budapest, 25-28 juin 2004. <http://eaere2004.bkae.hu/download/paper/alberini3paper.doc>
- Alberini, A., Krupnick, A., Cropper, M., Simon, N., et Cook, J. (2001), The Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: a comparison of the United States and Canada. *Mimeo –FEEM Discussion Paper Series*, Milan, Italie.
- BAsD (1996), *Economic Evaluation of Environmental Impacts. A Workbook*. Parts I and II. Banque asiatique de développement, Environment Division, Manille, Philippines, mars 1996.
- Baron, J. (1997), Confusion of Relative and Absolute Risk in Valuation. *Journal of Risk and Uncertainty* 14; 301-309.
- Barton, D. et S. Mourato (2003), Transferring the Benefits of Avoided Health Effects from Water Pollution between Portugal and Costa Rica, *Environment and Development Economics* 8 (2); 351-372.
- Bishop, R. (2003), Where To From Here, pp. 537-566 in Champ, P., K. Boyle et T. Brown (dir. publ.), *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
- Carson, R.C. (2000), Contingent Valuation: A User's Guide. *Environmental Science and Technology*, 34; 1413-1418.
- Chestnut, L. G., B. D. Ostro et N. Vichit-Vadakan, Transferability of Air Pollution Control Health Benefits Estimates from the United States to Developing Countries: Evidence from the Bangkok Study. *American Journal of Agricultural Economics* 79(5):1630-1635.
- Chilton, S., J. Covey, M. Jones-Lee, G. Loomes et H. Metcalf (2004), *Valuation of health benefits associated with reductions in air pollution*. Final report. Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA – ministère de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales), mai 2004, Londres, Royaume-Uni.

- Commission européenne (1995), *Externalities of Fuel Cycles*, DG XII, Science, recherche et développement, JOULE. ExternE Externalities of Energy. Volume 2: Methodology. Publié par la Commission européenne, EUR 16521.
- Commission européenne (1999), *ExternE Externalities of Energy*. Vol 7 – Methodology Update. A Report produced for the EC – DG XII, Luxembourg, Office des publications officielles des Communautés européennes. Bruxelles – Luxembourg.
- Desaigues, B. et A. Rabl (1995), Reference values for human life: an econometric analysis of a contingent valuation in France, in Schwab Christie, N. et Soguel, N. (dir. publ.), *Contingent valuation, transport safety and the value of life*. Boston et Dordrecht : Kluwer.
- Dickie, M. et V.L. Messman (2004), Parental altruism and the value of avoiding acute illness: are kids worth more than parents? *Journal of Environmental Economics and Management* 48; 1146-1174.
- Dockins, C. et S. White (2005), Benefit Transfer for Estimating the Value Reduced Premature Mortality Risks: Practice on both sides of the Atlantic; Chapter 5, in Navrud, S. et R. Ready (dir. publ.) (2005), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer (Kluwer Academic Publishers), Dordrecht, Pays-Bas, à paraître.
- Dziegielewska, D.A.P. et R. Mendelsohn (2005), Valuing Air Quality in Poland. *Environmental and Resource Economics* 30; 131-163.
- Hammitt, J. K. (2002), QALYs vs. WTP. *Risk Analysis* 22; 985-1001.
- Hammitt, J.K. et J.D. Graham (1999), Willingness to Pay for Health Protection: Inadequate Sensitivity to Probability. *Journal of Risk and Uncertainty*, 8; 33-62.
- Hammitt, J. K. et J.T. Liu (2004), Effects on Disease Type and Latency on the Value of Mortality Risk. *Journal of Risk and Uncertainty* 28; 73-95.
- Holland, M., A. Hunt, F. Hurley et P. Watkiss (2004), *Methodology for carrying out the cost-benefit analysis for CAFE*. Consultation-Issue 3-July 2004. AEA Technology Environment, UK. Report to DG Environment of the European Commission.
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cale/activities/cba.htm> (pour un examen critique, voir Krupnick, Resources for the Future, Washington D.C., Etats-Unis, 2004).
- Johannesson, M. et P.O. Johannsson (1996), To Be or Not To Be, That Is The Question: An Empirical Study of the WTP for an Increased Life Expectancy at an Advanced Age, *Journal of Risk and Uncertainty*, 13; 163-174.
- Johnson, F. Reed, M. R. Banzhaf et W. H. Desvousges (2000), Willingness to Pay for Improved Respiratory and Cardiovascular Health: A Multiple-Format, Stated-Preference Approach, *Health Economics* 9:295-317.
- Jones-Lee M. et G. Loomes (1995), Scale and Context Effects in the valuation of Transport Safety, *Journal of Risk and Uncertainty*, 11, 183-203.
- Jones-Lee M.W., Loomes, G., Reilly, D. et P.R. Philips (1993), The Value of preventing non-fatal road injuries: Findings of a willingness-to-pay national sample survey. TRL Working Paper WP SRC2.
- Jones-Lee M.W. (1989), *The Economics of Safety and Physical Risk*, Oxford, Basil Blackwell.

- Krupnick, A. (dir. publ.), B. Ostro et K. Bull (2004), Peer Review of the Methodology of Cost-Benefit Analysis of the Clean Air for Europe Programme. Prepared for the European Commission DG Environment, 12 octobre 2004.
<http://europa.eu.int/comm/environment/air/cafe/activities/krupnick.pdf>
- Krupnick, A., Alberini, A., Cropper, M., Simon, N., O'Brien, B., Goeree, R. et Heintzelman, M. (2000), What Are Older People Willing to Pay to Reduce Their Risk of Dying?, *Resources For the Future*.
- Krupnick *et al.* (2002), Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions: A Contingent Valuation Survey of Ontario Residents, *Journal of Risk and Uncertainty*, 24 (2); 161-186.
- Krupnick, A. et M. Cropper (1992), The effect of information on Health Risk Valuation, *Journal of Risk and Uncertainty* 5; 29-48.
- Navrud, S. (2001), Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe. *Environmental and Resource Economics*, 20(4):305-329.
- Navrud, S. (2004), Value transfer and environmental policy. Chapter 5 (pp. 189-217), in Tietenberg, T. et H. Folmer (dir. publ.) (2004), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2004/2005*. A survey of Current Issues. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Royaume-Uni, et Northampton, MA, Etats-Unis.
- OCDE (2004), The Valuation of Environmental Health Risks to children: Synthesis Report. Groupe de travail sur les politiques d'environnement nationales, Direction de l'environnement, document ENV/EPOC/WPNEP(2004)15. Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE), Paris.
- OMS (2000), Quantification of the health effects of exposure to air pollution. Organisation mondiale de la santé (OMS), Centre européen de l'environnement et de la santé, Bonn.
<http://www.euro.who.int/document/e74256.pdf>.
- Ortiz, R.A., A. Markandya, et A. Hunt (2004), Willingness to Pay for Reduction in Immediate Risk of Mortality Related with Air Pollution in Sao Paulo, Brazil. Paper presented at the Annual meeting of the European Association of Environmental and Resource Economists ; Budapest, 25-28 juin 2004.
<http://eaere2004.bkae.hu/download/paper/ortiz.paper.doc>
- Pearce, D. (1998), Valuing Statistical Lives, *Planejamento e Politicas Publicas*, décembre 1998, 69-118.
- Persson, U. et M. Cedervall (1991), *The value of risk reduction: results of a Swedish sample survey*. Swedish Institute of Health Economics (IHE Working Paper 1991:6).
- Ready, R.C., S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks et M.X.V. Rodriguez (2004a), Benefit Transfer in Europe. How Reliable Are Transfers Between Countries? *Environmental and Resource Economics* 29; 67-82.
- Ready, R.C., S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks et M. Xosé Vázquez Rodriguez (2004b), Contingent valuation of ill health caused by pollution: testing for context and ordering effects, *Portuguese Economic Journal*, 3 (2);145-156
- Rowe, R.D., C. M. Lang, L.G. Chestnut, D.A. Latimer, D.A. Rae, S.M. Bernow et D.E. White (1995), *The New York Electricity Externality Study*. Oceana Publications Inc.

- Rozan, A. et M. Willinger (1998), Willingness to Pay and Knowledge of the Health Damage Origin, document de travail, Bureau d'économie théorique et appliquée (BETA), Université Louis Pasteur, Strasbourg, France.
- Shogren, J. F. et T. Stamland (2005), Self-Protection and Value of Statistical Life Estimation, *Land Economics* 81 (1); 100-113.
- Tolley, G., D. Kenkel et R. Fabian (1994), *Valuing Health for Policy: An Economic Approach*, University of Chicago Press, Chicago, IL, Etats-Unis.
- USEPA (1999), The Benefits and Costs of the Clean Air Act 1990 to 2010: EPA Report to Congress, Washington, D.C.
- Viscusi, W.K., W. A. Magat et J. Huber (1991), Pricing Environmental Health Risks: Survey Assessments of Risk-Risk and Risk-Dollar Trade-Offs for Chronic Bronchitis. *Journal of Environmental Economics and Management* 21 (1), 32-51.
- Viscusi, W. K. et J. E. Aldy (2003), The Value of a Statistical Life. A critical Review of Market Estimates throughout the World. *Journal of Risk and Uncertainty*, 27 (1); 5-76.

**APPENDICE 1 : Etudes au niveau du marché du travail (salaire hédoniste)
et d'évaluation contingente**

VALEUR DE LA VIE STATISTIQUE (VVS) ESTIMÉE (valeur moyenne en millions d'USD de 1997)		
Etude	Méthode	Valeur de la vie statistique
Kneisner et Leeth (1991 – Etats-Unis)	Marché du travail	0.7
Smith et Gilbert (1984)	Marché du travail	0.8
Dillingham (1985)	Marché du travail	1.1
Butler (1983)	Marché du travail	1.3
Miller et Guria (1991)	Evaluation contingente	1.5
Moore et Viscusi (1988)	Marché du travail	3.0
Viscusi, Magat et Huber (1991)	Evaluation contingente	3.3
Marin et Psacharopoulos (1982)	Marché du travail	3.4
Gegax <i>et al.</i> (1985)	Evaluation contingente	4.0
Kneisner et Leeth (1991 – Australie)	Marché du travail	4.0
Gerking, de Haan et Schulze (1988)	Evaluation contingente	4.1
Cousineau, Lacroix et Girard (1988)	Marché du travail	4.4
Jones-Lee (1989)	Evaluation contingente	4.6
Dillingham (1985)	Marché du travail	4.7
Viscusi (1978, 1979)	Marché du travail	5.0
R.S. Smith (1976)	Marché du travail	5.6
V.K. Smith (1976)	Marché du travail	5.7
Olson (1981)	Marché du travail	6.3
Viscusi (1981)	Marché du travail	7.9
R.S. Smith (1974)	Marché du travail	8.7
Moore et Viscusi (1988)	Marché du travail	8.8
Kneisner et Leeth (1991 - Japon)	Marché du travail	9.2
Herzog et Schlottman (1987)	Marché du travail	11.0
Leigh et Folson (1984)	Marché du travail	11.7
Leigh (1987)	Marché du travail	12.6
Garen (1988)	Marché du travail	16.3

Tiré de *Guidelines for Preparing Economic Analyses*, USEPA (2000). Les données proviennent de USEPA (1997) ; voir Viscusi (1992) pour des indications complètes au sujet de chaque étude.

APPENDICE 2 : Comparaison des pratiques courantes de la DG Environnement de la Commission européenne et de l'Agence pour la protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA)

Aspect	DG Environnement	USEPA*
Approche théorique	VVS, ajustée	VVS, ajustée
Estimation de base	Meilleure estimation des études MEC sur les transports au Royaume-Uni Valeur centrale : 1.4 million EUR ¹³	Collection d'études, reposant principalement sur la méthode du salaire hédoniste Valeur centrale : 6.1 millions USD
Sensibilité par rapport à l'estimation de base	Limite supérieure : 3.5 millions EUR du projet ExternE Estimation basse : 0.65 million EUR (nécessitant moins d'ajustements)	Distribution de Weibull adaptée à la moyenne de la collection d'études
Age	Ajustement de 0.7 à partir de 70 ans	Pas d'ajustement Calculs différents avec VAV et VVS par âge
Différences de revenu	Pas d'ajustement, UE-15 Ajustement en fonction des PPA entre les pays de l'UE et ceux en voie d'adhésion	Pas d'ajustement
Croissance du revenu réel dans le temps	Voir ci-dessous	Ajustement pour tenir compte des changements de PIB par habitant Valeur centrale de l'élasticité revenu du CAP de 0.4
Latence	Taux d'actualisation réel de 4 % sur la période de latence Taux de sensibilité de 2 % pour tenir compte de l'augmentation probable du revenu réel dans le temps	A été variable : Pas d'actualisation Taux d'actualisation réel de 2-3 % sur la période de latence
Majoration pour cancer	Ajustement de +50 %	Pas d'ajustement
Etat de santé	Pas d'ajustement	Pas d'ajustement

* Cette colonne présente les pratiques récentes de l'USEPA ; il ne s'agit toutefois pas toujours des pratiques actuelles.

Source : Dockins C. et S. White (2005), Benefit Transfer for Estimating the Value Reduced Premature Mortality Risks: Practice on both sides of the Atlantic, Chapter 5, in Navrud, S. et R. Ready (dir. publ.) (2005), *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer (Kluwer Academic Publishers), Dordrecht, Pays-Bas, à paraître.

¹³ Le taux de change suivant est utilisé : 1 USD = 0.93 EUR (en 2002).

APPENDICE 3 : Fonctions exposition-réponse recommandées par le projet ExterneE

Récepteur	Impact	Référence	Polluant ¹	f _{er} ¹
ASTHMATIQUES				
Adultes	Emploi d'un bronchodilatateur	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)	PM ₁₀	0.163
			PM _{2.5}	0.272
	Toux	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)	PM ₁₀	0.168
			PM _{2.5}	0.280
	Symptômes des voies respiratoires inférieures (respiration sifflante)	Dusseldorp <i>et al.</i> (1995)	PM ₁₀	0.061
			PM _{2.5}	0.101
Enfants	Emploi d'un bronchodilatateur	Roemer <i>et al.</i> (1993)	PM ₁₀	0.078
			PM _{2.5}	0.129
	Toux	Pope et Dockery (1992)	PM ₁₀	0.133
			PM _{2.5}	0.223
	Symptômes des voies respiratoires inférieures (respiration sifflante)	Roemer <i>et al.</i> (1993)	PM ₁₀	0.103
			PM _{2.5}	0.172
Tous	Crise d'asthme	Whittemore et Korn (1980)	O ₃	4.29 E-03
PERSONNES AGEES (65 ans et plus)				
	Défaillance cardiaque	Schwartz et Morris (1995)	PM ₁₀	1.85 E-05
			PM _{2.5}	3.09 E-05
			CO	5.55 E-07
ENFANTS				
	Toux chronique	Dockery <i>et al.</i> (1989)	PM ₁₀	2.07 E-03
			PM _{2.5}	3.46 E-03
ADULTES				
	Journées d'activité réduite (JAR) ²	Ostro (1987)	PM ₁₀	0.025
			PM _{2.5}	0.042
	Journées d'activité faiblement réduite ³	Ostro et Rothschild (1989)	O ₃	9.76 E-03
	Bronchite chronique	Abbey <i>et al.</i> (1995) (après mise à l'échelle)	PM ₁₀	2.45 E-05
			PM _{2.5}	3.90 E-05
POPULATION ENTIERE				
	Hospitalisations pour cause respiratoire	Dab <i>et al.</i> (1996)	PM ₁₀	2.07 E-06
			PM _{2.5}	3.46 E-06
		Ponce de Leon (1996)	SO ₂	2.04 E-06
			O ₃	3.54 E-06
	Hospitalisations pour cause cérébrovasculaire	Wordley <i>et al.</i> (1997)	PM ₁₀	5.04 E-06
			PM _{2.5}	8.42 E-06
	Journées marquées par des symptômes	Krupnick <i>et al.</i>	O ₃	0.033
	Estimations du risque de cancer	Pilkington <i>et al.</i> (1997) ; d'après USEPA	Benzène	1.14 E-07
			1,3-butadiène	4.29 E-06
	Mortalité aiguë	Spix <i>et al.</i> / Verhoeff <i>et al.</i> (1996)	PM ₁₀	0.040%
			PM _{2.5}	0.068%
		Anderson <i>et al.</i> / Touloumi <i>et al.</i> (1996)	SO ₂	0.072%
			Sunyer <i>et al.</i> (1996)	O ₃

Notes :

¹ La pente f_{er} de la fonction exposition-réponse représente les unités de cas par personne par an par $\mu\text{g}/\text{m}^3$, sauf pour la mortalité, qui est exprimée sous forme de hausse en pour cent par $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Sources : Commission européenne (1995), Hurley *et al.* (2000). Dans le projet ExternE, les sulfates sont traités comme des $\text{PM}_{2,5}$ et les nitrates, comme des PM_{10} .

² On suppose que toutes les journées d'hospitalisation pour cause respiratoire (HCR), pour défaillance cardiaque (DC) et pour cause cérébrovasculaire (CCV) sont aussi des journées d'activité réduite (JAR). On suppose en outre que le séjour moyen dans ces trois cas de figure est respectivement de 10, 7 et 45 jours. Ainsi, JAR nettes = JAR - (HCR*10) - (DC*7) - (CCV*45).

³ On suppose que les crises d'asthme (CA) coïncident avec des journées d'activité faiblement réduite (JAFR) et que 3.5 % de la population adulte (laquelle représente 80 % de la population totale) sont asthmatiques. Ainsi, JAFR nettes = JAFR - (CA*0.8*0.035). Source : Commission européenne (1999).