

ARTICLES

Difficultés d'une monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique

How difficult is an air pollution health costs assessment

Olivier CHANEL*

Résumé

L'évaluation économique d'une variation d'un facteur environnemental nécessite le recours à des méthodes de valorisation des composantes marchandes et non marchandes. Nous les présentons brièvement et discutons de leur adéquation dans le cadre d'une variation de la pollution atmosphérique, en insistant sur la distinction effets de court terme/effets de long terme.

En effet, nous évaluons les bénéfices sanitaires annuels qui résulteraient d'une suppression de la part anthropique de la pollution particulaire, en Ile-de-France à environ 145 millions de francs (IC à 95 % 62-233) pour les effets de court terme, et à 3,2 milliards de francs (IC à 95 % 1,9-4,5) pour les effets de long terme, soit 20 fois plus. Toutefois, les bénéfices correspondant aux effets de long terme ne seront pas intégralement observés avant un délai d'une cinquantaine d'années à compter de la suppression, alors que les bénéfices de court terme le seront immédiatement. Ceci plaide pour des recherches épidémiologiques plus nombreuses sur les effets de long terme, et leur intégration de façon pertinente dans le calcul économique.

Abstract

Consequences of environmental changes are valued through methods specific to marketable and non-marketable components of welfare. We briefly present these methods and discuss whether they are appropriate for the air pollution framework, emphasising the difference between long and short term.

Short term health effects associated with a suppression of anthropogenic particulate matter within the Greater Paris (6.18 million inhabitants) are estimated in this article at approximately 145 million francs per year (95 % CI 62-233), i.e. 23 francs per inhabitant (95 % CI 10-38), whereas long term health effects amount to 3.2 billion francs (95 % CI 1.9-4.5), i.e. 513 francs per inhabitant (95 % CI 305-725). However, benefits corresponding to long term health effects will not be completely obtained until approximately 50 years after the suppression becomes effective, while short term benefits are instantaneous. This calls for more epidemiological studies on long term health effects and their better integration in the decision making process.

Introduction

La loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30-12-1996 a initié les Plans régionaux de qualité de l'air (PRQA), les Plans de déplacements urbains (PDU) et les Plans de protection de

l'atmosphère (PPA). La mise en place de schémas efficaces de régulation de la pollution atmosphérique impose des choix parmi différentes alternatives tant pour les hiérarchiser que pour fixer les modalités pratiques de leur implémentation. Toutefois, leurs effets sanitaires, leurs coûts, leurs bénéfices et leurs répercussions sur les différents secteurs économiques sont étalés dans le temps et dans l'espace, et justifient qu'une expression commune en termes monétaires soit utilisée. Ainsi, les évaluations économiques se sont développées de concert avec l'amélioration des connaissances scientifiques sous-jacentes mais restent

* GREQAM-CNRS. Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix-Marseille, 2, rue de la Charité F-13002 Marseille, Tél : + 33 (0)4 91 14 07 80.
Fax : + 33 (0)4 91 90 02 27.
E-mail : chanel@ehess.cnrs-mrs.fr

toutefois exposées à de nombreuses incertitudes, en premier lieu celles des disciplines scientifiques qui les sous-tendent.

Après avoir présenté les méthodes de valorisation économique et les difficultés méthodologiques liées à leur utilisation dans le cadre de la pollution atmosphérique, nous évaluons les bénéfices sanitaires qui résulteraient de la suppression de la pollution d'origine humaine (dite anthropique) en Ile-de-France. La distinction effets de court terme/effets de long terme permet de constater que les seconds sont environ 20 fois plus importants que les premiers en terme économique. Nous verrons toutefois que le délai nécessaire à leur obtention requiert une attention particulière lors de leur intégration au sein du calcul économique.

Valorisation des effets monétaires de la pollution atmosphérique

Typologie des différents effets

Les effets directs et indirects

On peut classer les effets qu'exerce la pollution atmosphérique sur le bien-être d'une population en trois catégories (Figure 1) : les effets directs non sanitaires liés à la dégradation des perceptions sensorielles, les effets directs sanitaires liés à la

dégradation des variables sanitaires, et les effets indirects non sanitaires, qui agissent sur le bien-être via l'altération de la flore, de la faune, des cultures ou des bâtiments.

Les effets directs sanitaires peuvent eux-mêmes se subdiviser en une composante directe – associée à la morbidité et à la mortalité – et une composante indirecte : pertes productives (arrêts de travail, jours d'activité réduite), journées avec douleur ou désagrément (toux, gêne respiratoire), aspects psychologiques associés à un événement morbide ainsi que ses conséquences (temps perdu en visite par les proches, déplacements occasionnés, impossibilité de poursuivre des activités récréatives ou domestiques).

Un consensus existe généralement sur les effets à comptabiliser suite à une modification de l'état sanitaire – la composante directe et les pertes productives associées, soit la partie en bleu de la figure 1. Le caractère non marchand des autres effets, sans marché physique donc sans prix, explique que leur valorisation soit moins fréquente.

Parmi les effets sanitaires de la pollution atmosphérique, il convient de distinguer clairement ceux de court terme et ceux de long terme, puisque leur différence de statut épidémiologique implique des conséquences majeures dans leur valorisation économique.

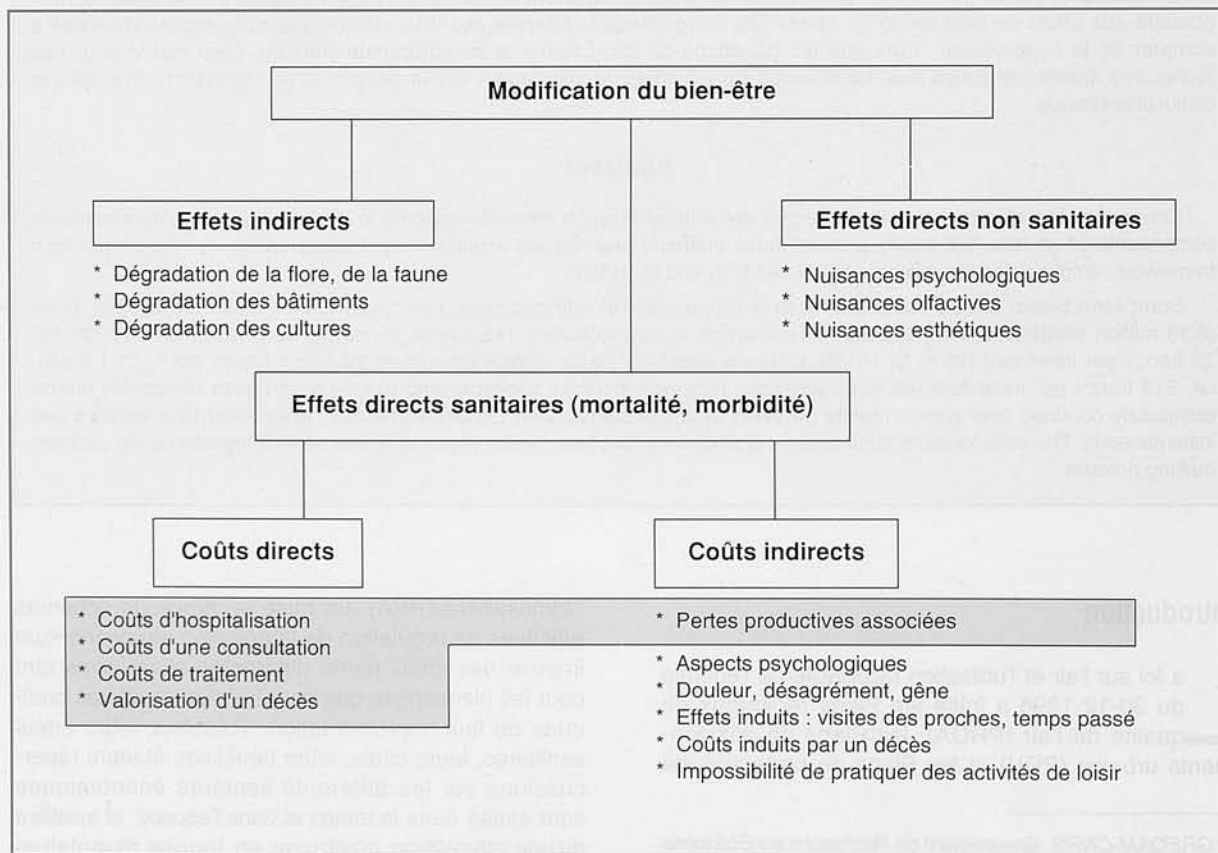


Figure 1.
Impacts d'une variation du niveau de pollution atmosphérique.
Consequences of an air pollution variation level.

La distinction effets sanitaires de court terme/effets de long terme

Les effets sanitaires de court terme sont observés suite à une augmentation du niveau de la pollution atmosphérique, ou dans les jours suivants pour tenir compte de l'éventuel délai entre exposition et apparition des symptômes. Il s'agit d'affections propres à un organe ou de décès survenant dans un laps de temps très court après l'exposition, que l'épidémiologie met aisément en relation avec des variations de la pollution atmosphérique en exploitant des séries temporelles journalières.

Les effets de long terme (cancer du poumon, bronchite chronique, hypersensibilisation se transformant en asthme, affections cardiovasculaires...) résultent d'une altération de type cumulatif de certains organes suite à une exposition prolongée, et sont mis en évidence par des études de cohorte, généralement longues, coûteuses et encore peu nombreuses. Ils se traduisent par une morbidité et une mortalité dans un délai variant de quelques années à quelques dizaines d'années après l'exposition.

Les conséquences économiques sont essentielles : une variation durable du niveau de pollution se traduira immédiatement par une variation des niveaux des variables sanitaires de court terme associées, mais l'intégralité des effets de long terme ne se fera sentir que dans le futur. Tout comme l'altération a été progressive, l'amélioration de l'état de santé liée à une réduction de l'exposition nécessite un délai.

L'existence de ce délai implique le recours à l'actualisation, qui permet au sein du calcul économique d'exprimer en valeur présente l'ensemble des flux futurs. Le taux d'actualisation comprend généralement un terme correspondant à la préférence pure pour le présent, et un terme correspondant à la croissance économique attendue dans le futur. Le choix du taux d'actualisation est important puisqu'il conditionne les arbitrages entre générations. Les développements les plus récents d'une littérature abondante proposent un taux proche de 4 %, voire l'utilisation de deux valeurs : entre 3 % et 8 % pour la génération actuelle, soit environ 30 ans, puis entre 1 et 2 % pour les horizons plus lointains [1, 2].

Nous présentons les méthodes utilisées pour valoriser les effets sanitaires directs (mortalité, morbidité) associés à une variation du niveau de pollution atmosphérique, et n'évoquerons que brièvement les effets non sanitaires qui utilisent des méthodes comparables.

Évaluation des effets sanitaires directs

Évaluation économique de la mortalité

Attribuer une valeur économique à un décès est toujours délicat voire choquant, puisque apparemment froidement rationnel. Pour preuve, les précautions oratoires qui substituent à l'expression « valeur de la vie » les expressions « consentement à payer collec-

tivement pour réduire le risque d'une mort prématurée [3] ou « valeur d'évitement d'un décès (VED) » [4]. La valorisation de la mortalité s'avère pourtant nécessaire dès qu'une décision publique est susceptible de modifier la probabilité de décès, et elle s'effectue généralement en recourant à une des trois méthodes suivantes.

La première consiste à **étudier les décisions** (généralement juridiques) ayant impliqué une variation de la probabilité de décès pour inférer la valeur d'évitement sous-jacente. Les résultats obtenus manquent toutefois de cohérence : Jones-Lee [5] relève ainsi que la décision britannique de ne pas imposer un mécanisme rendant les armoires à pharmacie inaccessibles aux enfants équivaut à leur attribuer une valeur unitaire inférieure à 1 000 £, alors que Morral [6] établit que la décision américaine réglementant l'usage du diéthylstilbestrol dans l'alimentation du bétail conduit à une valorisation implicite de l'évitement d'un décès de 132 millions \$.

La seconde approche consiste à **adopter une vision strictement productiviste** de l'individu en fondant la valeur sur son activité productive, évaluée comme la somme actualisée des revenus futurs pour chaque âge. Cette approche, parfois appelée théorie du capital humain, est largement critiquée, parce qu'elle suppose que la valeur de l'individu est représentée uniquement par ce qu'il produit, et que cette productivité est correctement et uniquement mesurée par les revenus du travail. La production non marchande est ainsi totalement négligée. De plus, l'actualisation est une variable clé dans cette approche, puisque le passage d'un taux annuel de 2,5 % à un taux de 10 % conduit à diviser par 5 le poids relatif d'un enfant par rapport à un adulte actif [7]. Enfin, une critique plus conceptuelle réside dans le fait que cette approche ne tient pas compte des préférences des agents dont toute valeur économique est pourtant issue. Les décisions de construction d'infrastructures routières se fondent en France sur cette méthode, et retiennent actuellement la valeur de 3,6 millions de francs.

La troisième méthode repose sur **les consentements à payer** (CAP) individuels – observés (méthodes indirectes) ou révélés (méthodes directes) – pour une réduction de la probabilité de décès.

Les méthodes indirectes utilisent l'information disponible sur divers marchés – marché du travail, du logement ou des biens de protection – et conduisent à une valorisation *ex post* : on estime la contrepartie monétaire nécessaire pour accepter une variation du niveau de risque (professionnel, lié à l'habitat ou aux biens de protection). Les grandeurs obtenues s'échelonnent entre 2 et 40 millions de francs.

Les méthodes directes analysent les réponses d'individus confrontés à des situations hypothétiques impliquant une variation de la probabilité de décès : ce sont les méthodes d'évaluation contingente. Elles estiment une valorisation *ex ante* et s'avèrent particulièrement adaptées bien qu'exposées à un nombre élevé de biais potentiels pas toujours contrôlables.

Dans la pratique, les méthodes d'évaluation contingente conduisent à une valorisation de l'évitement d'un décès de l'ordre de 10 millions de francs aux États-Unis. La Commission européenne préconise pour sa part une valeur de 20 millions de francs (3,1 millions €) dans le cadre du Programme ExternE.

Évaluation économique d'une variation de la morbidité

Les bénéfices liés à une réduction de la morbidité sont complexes à établir, de par leur caractère multi-dimensionnel et leur dimension temporelle. La figure 2 distingue trois principales composantes : les coûts marchands associés directement à l'épisode morbide, les dépenses de protection (essentiellement marchandes) effectuées pour tenter d'éviter un épisode morbide et les coûts indirects (généralement non marchands) associés à la morbidité. À partir de cette décomposition, trois méthodes d'évaluation sont envisageables.

La méthode des coûts de protection, peu utilisée, se fonde sur le fait que certains achats ou comportements préviennent certaines conséquences liées à la dégradation de l'environnement. Cette méthode permet de valoriser indirectement la valeur associée à un épisode morbide en comptabilisant les dépenses engagées pour l'éviter, sa fréquence et la variation correspondante de la probabilité de survenue de l'affection. La collecte des données nécessaires est toutefois très difficile.

La méthode du coût économique d'un épisode morbide consiste à comptabiliser les diverses dépenses engendrées par l'apparition d'un ensemble de symptômes et n'impose aucune hypothèse sur le comportement des individus. Dans son acception la plus large, cette méthode doit prendre en considération l'ensemble des coûts sanitaires directs mais dans la pratique, seules les composantes en bleu de la

figure 1 (p. 250) sont prises en compte. Les coûts liés aux hospitalisations se fondent généralement sur un coût moyen de la journée et une durée moyenne de séjour par motif alors que la morbidité ambulatoire se fonde sur des coûts moyens de consultation et de traitement.

L'évaluation contingente mesure pour sa part le CAP pour une variation de bien-être imputable à une variation du niveau des variables environnementales par le jeu de questionnaires. Il convient de distinguer le CAP privé pour une diminution de la morbidité associée à un facteur environnemental qui doit comprendre l'ensemble des coûts marchands et non marchands individuels, et le CAP social qui y adjoint les coûts collectifs (voir Figure 2). Les mécanismes de report des coûts sanitaires individuels vers le reste de la collectivité (protection obligatoire et complémentaire, revenu de remplacement versé par la Sécurité Sociale en cas d'arrêt de travail) constituent une difficulté lorsqu'on cherche à évaluer le coût social, puisque les comportements de consommation et les CAP individuels vont différer selon que les soins sont perçus comme gratuits, presque gratuits, ou payants par les individus. Ceci se traduit sur la figure 2 par les parties en bleu, dont l'importance est variable. Les biais inhérents à ce type de méthode doivent, tout comme dans le cas de la mortalité, faire l'objet d'une attention particulière.

Évaluation des composantes non sanitaires

Lorsqu'il s'agit de biens marchands (dégradations des cultures ou des bâtiments), l'approche par le coût des dommages est possible. Dans le cas où les biens sont non marchands (détérioration d'un écosystème ou nuisances sensorielles), l'évaluation peut se fonder sur des valeurs issues des cours de justice (avec les difficultés associées, dont la forte variabilité des valeurs obtenues) ou des CAP observés ou révélés.

Coût économique de la maladie		Dépenses de protection	CAP SOCIAL
Coûts de traitement et pertes de revenus supportés collectivement		Dépenses de protection supportées collectivement	
Coûts de traitement et pertes de revenus supportés individuellement		Dépenses de protection supportées individuellement	CAP PRIVÉ
			Désutilité liée à la morbidité supportée individuellement
BIENS MARCHANDS		BIENS NON MARCHANDS	

Figure 2.
Différentes composantes d'une variation de la morbidité.
Different components of a morbidity variation.

Validité de ces valeurs dans le cas de la pollution atmosphérique

Mortalité

Quels que soient la méthode et le montant de référence retenus pour mesurer la valeur d'évitement d'un décès, apparaissent trois difficultés, liées au motif, au degré de prématurité et à l'âge du décès.

Le motif

Dans le cas des méthodes de CAP observées ou des pertes productives, l'adaptation au cadre de la pollution atmosphérique doit se faire *ex post*. Or plusieurs études en psychologie et sociologie [par exemple : 8-10] ont montré combien les attitudes individuelles pouvaient varier selon les caractéristiques du risque sous-jacent : son caractère volontaire, le fait que l'individu croie (avec ou sans raison) le contrôler, qu'il relève de la responsabilité de l'individu ou que l'individu puisse lui associer un bénéfice personnel direct. Autant de facteurs qui opposent, par exemple, un risque associé à un déplacement en véhicule personnel ou un risque professionnel à un risque lié à l'exposition à un facteur environnemental, et peuvent expliquer des différences de CAP pour leur réduction.

Dans le cas de l'évaluation contingente, le contexte dans lequel est établie la valeur fait partie de la construction du scénario, et même s'il n'existe jusqu'à présent aucune étude spécifique à la valorisation d'un décès associé à la pollution atmosphérique, en réaliser une est possible*. Lorsque l'évaluation repose sur un contexte différent, on cherche à corriger (arbitrairement) son influence *ex post* : NERA & CASPAR (National Economic Research Associates & Centre for Analysis of Safety Policy and Attitudes to Risk) [11] proposent par exemple de doubler la valeur obtenue pour le motif de décès « accident de la route ».

Le degré de prématurité du décès

D'un point de vue purement méthodologique, la valeur d'évitement d'un décès doit dépendre de la perte d'espérance de vie des individus considérés, qui est de l'ordre d'une quarantaine d'années pour les décès accidentels. Utiliser cette valeur revient à considérer que l'espérance de vie de l'individu avant son décès est indépendante de la cause du décès. Ce n'est pas le cas pour la mortalité associée à la pollution atmosphérique, qu'elle soit de court ou de long terme.

Pour la mortalité de court terme, plusieurs études montrent que des niveaux élevés font d'abord sentir leurs effets sur une population fragilisée (malades, personnes âgées, asthmatiques ou allergiques), dont la probabilité de mortalité est plus élevée que celle de la population en général. L'estimation moyenne de la perte d'espérance de vie se situerait, selon Katsouyanni et al. [12], entre quelques jours et un peu plus d'une année. Chez les personnes de plus de 65 ans, qui représentent la majorité de l'excès de mortalité [13], elle se situerait entre quelques jours et quelques semaines.

La mortalité de long terme touche en revanche une population qui possédait avant l'affection – associée à la pollution – ayant conduit au décès, une espérance de vie de beaucoup supérieure à celle d'une personne âgée ou fragilisée décédant lors d'un épisode de pollution élevée. L'exploitation des études de cohorte conduit à une perte d'espérance de vie par décès lié à la pollution de l'ordre d'une dizaine d'années [14].

Ainsi, l'utilisation d'une valeur d'évitement d'un décès indépendante de la réduction d'espérance de vie est de plus en plus critiquée au sein des économistes, et l'on s'oriente vers une prise en compte de la réduction associée au motif de décès, généralement exprimée en termes d'années de vie perdues.

L'âge

À réduction d'espérance de vie égale, l'âge au moment du décès importe également. Cropper et al. [15] considèrent que sauver la vie d'une personne âgée de 30 ans (espérance de vie à cet âge : 49 ans) est équivalent à sauver la vie de 11 personnes âgées de 60 ans (espérance de vie à cet âge : 22 ans), soit une valorisation de l'année de vie perdue 5 fois supérieure. Krupnick et al. [16] ont récemment étudié l'influence sur le CAP de la réduction de la probabilité individuelle de décéder en fonction de l'âge à laquelle elle survient. Ils montrent qu'une réduction survenant dans les 10 prochaines années est valorisée environ 4 fois plus que la même réduction survenant entre l'âge de 70 et 80 ans. De même, Johannesson et Johansson [17] estiment que le CAP pour un allongement de la vie d'une année à l'âge de 75 ans se situe autour de 1 500 \$ seulement, soit environ 10 000 F.

Il convient donc d'adapter du mieux possible une valeur d'évitement d'un décès établie pour un motif différent, pour une réduction différente de l'espérance de vie, à des âges éventuellement différents, exercice auquel l'évaluation contingente semble présenter le plus d'aptitudes.

Morbidité

Les méthodes d'évaluation qui reposent sur des coûts marchands (méthode des coûts de protection et méthode du coût économique d'un épisode morbide) ne méritent pas de correction particulière dès que l'on considère que la durée et la gravité d'un épisode morbide ne dépendent pas de sa cause. Toutefois, si

* Deux études sur ce sujet sont actuellement en cours en France : l'une est conduite conjointement par Paris I et le BETA (Bureau d'économie théorique et appliquée) ; la seconde est menée à Marseille par le GREQAM et le SHADYC (Sociologie, histoire, anthropologie des dynamiques culturelles), dans le cadre du Programme PRIMEQUAL.

une méthode d'évaluation contingente est utilisée afin d'estimer le CAP privé pour éviter un événement morbide, il est préférable d'employer des valorisations spécifiques au contexte de la pollution atmosphérique, pour des raisons similaires à celles évoquées pour la mortalité et relatives à la spécificité du risque. L'utilisation de valeurs européennes, voire nationales lorsqu'elles existent, est préférable dans la mesure où les préférences individuelles et les systèmes de soins sont susceptibles d'entraîner d'importantes variations de CAP entre les pays [18].

Bénéfices sanitaires de court et long terme associés à une suppression de la pollution atmosphérique anthropique en Ile-de-France

Nous reprenons les méthodes de valorisation précédentes pour évaluer les effets sanitaires de court et de long terme à attendre de la suppression de la pollution anthropique de type particulaire. Ce choix est motivé par l'existence de nombreuses études épidémiologiques internationales et par la disponibilité de données cohérentes issues des réseaux de mesures.

Études épidémiologiques retenues

Les effets sanitaires de court terme de la pollution atmosphérique reposent sur la phase 2 de l'étude ERPURS, menée en Ile-de-France. En l'absence de données françaises, les effets de long terme sont adaptés d'une étude menée conjointement en Autriche, en France et en Suisse pour l'OMS*. Les indicateurs particuliers diffèrent entre les deux études : fumées noires (FN) et PM_{13} ** dans ERPURS, PM_{10} dans l'étude trilatérale. Toutefois, les PM_{10} possèdent une très forte corrélation avec les fumées noires en milieu urbain [19] si bien que nous pouvons les considérer comme deux mesures équivalentes de la pollution particulaire urbaine. De même, les deux études retiennent des niveaux de référence légèrement différents ($7 \mu g/m^3$ dans ERPURS contre $7,5 \mu g/m^3$ dans l'étude trilatérale) mais l'écart est suffisamment faible pour que nous puissions considérer ces deux valeurs comme représentant la part de la pollution d'origine naturelle.

Effets de court terme

L'étude ERPURS – dont la première phase (1987-1992) a donné lieu à plusieurs évaluations

monétaires [3, 20-22] – est une étude rétrospective de type écologique temporelle qui traite de l'impact à court terme de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé de la population d'Ile-de-France (Seine, Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne), soit environ 6,18 millions d'habitants en 1995. Cette étude s'attache à la pollution de fond mesurée par cinq indicateurs : le dioxyde de soufre (SO_2), le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3), et deux mesures des particules en suspension : PM_{13} et indice de fumées noires.

Se fonder sur la seconde phase (1991-1995) présente deux avantages majeurs. D'une part, elle bénéficie d'une analyse non paramétrique mieux adaptée ainsi que de la distinction de deux saisons – été (avril à septembre) et hiver (octobre à mars) – permettant de prendre en compte d'éventuelles variations dans les habitudes de vie et la composition physico-chimique annuelle des indicateurs de pollution. D'autre part, il est intéressant de mesurer les conséquences sanitaires des variations des niveaux de pollution survenues depuis cinq ans : diminution des indicateurs acido-particulaires de plus de 30 %, augmentation de l'ozone et du dioxyde d'azote de plus de 20 %.

Les indicateurs sanitaires retenus sont*** :

- les données de mortalité (source INSERM), qui représentent la totalité des 45 500 décès annuels de la zone d'étude ;
- les hospitalisations de court séjour dans les 27 hôpitaux de l'Assistance Publique – Hôpitaux de Paris, soit environ 800 000 séjours annuels représentant environ 50 % des hospitalisations en court séjour en Ile-de-France (source APHP) ;
- les visites médicales à domicile en urgence (source SOS-Médecins), soit environ 350 000 visites annuelles représentant 20 % des visites à domicile effectuées par des généralistes, et environ 1,1 % des consultations chez les généralistes en Ile-de-France****.

Le risque attribuable pour un indicateur de pollution est calculé pour chaque saison à partir des risques relatifs [24] et conduit au nombre d'occurrences attribuables. Les résultats spécifiques aux deux saisons sont ensuite additionnés pour obtenir, pour un indicateur donné, un nombre annuel de décès, d'hospitalisations ou de consultations potentiellement évitables. Ceux-ci sont finalement redressés, proportionnellement à leur représentativité dans la zone géographique, pour obtenir les occurrences évitables (voir Annexe ci-contre, pour les résultats par indicateur de pollution).

* L'ADEME a coordonné le volet français de cette étude dans le cadre du programme PRIMEQUAL-PRÉDIT. Les équipes impliquées appartiennent à l'Université Paris VII, l'Institut français de l'environnement (IFEN), l'Institut de veille sanitaire (InVS) et les laboratoires BETA, EUREQua (Équipe universitaire de recherche en économie quantitative) et GREQAM.

** Particules en suspension d'un diamètre inférieur à $13 \mu m$.

*** Les urgences pédiatriques et les arrêts de travail portent sur des nombres de cas journaliers trop faibles pour être généralisés, et n'ont donc pas été retenus bien que présents dans l'étude ERPURS.

**** Le nombre annuel moyen de consultations auprès d'un généraliste en France était de 5 en 1996 [23]. Il n'est cependant pas évident que les motifs et la gravité de l'affection conduisant à une consultation chez un généraliste et à un recours à SOS-Médecins soient similaires.

Annexe.

Occurrences de court terme évitables en Ile-de-France, si le niveau annuel moyen de chaque indicateur de pollution était ramené à sa valeur P5.

Short term cases avoidable when the annual mean concentration of each indicator is reduced to its P5 value in Ile-de-France.

Variables sanitaires/Indicateurs de pollution	FN	PS ₁₃	SO ₂ ⁽¹⁾	NO ₂	O ₃ ⁽²⁾
Concentrations (µg/m³)	P5 : 7 P50 : 16 Moyenne : 20	P5 : 10 P50 : 22 Moyenne : 25	P5 : 8 P50 : 20 Moyenne : 25	P5 : 33 P50 : 54 Moyenne : 56	P5 : 15 P50 : 44 Moyenne : 52
Mortalité non accidentelle	764 404-1 127	464 248-703	436 215-654	1 071 568-1 592	403 132-690
Hospitalisations pour cause respiratoire	332 131-565	---	334 15-542	1 111 384-1 840	---
Hospitalisations pour cause circulatoire	1 427 436-2 472	---	631 75-1 142	2 955 1 494-4 436	---
Consultations pour affection cardiovasculaire	18 245 2 991-37 459	10 280 3 636-17 069	---	10 234 2 244-18 321	12 963 5 157-20 594
Consultations pour asthme	16 540 8 454-24 932	7 470 1 269-13 931	3 000 454-5 690	17 789 10 671-25 115	---
Consultations pour maux de tête	52 063 35 149-69 993	41 904 25 997-57 712	24 808 16 914-32 816	42 282 24 976-59 485	---
Consultations pour maladie de l'œil	5 660 2 641-8 740	4 554 2 211-6 975	---	4 303 1 879-6 839	3 588 419-6 657

--- : relation non significative au seuil de 5 %. L'intervalle de confiance à 95 % est mentionné sous les variables.

(1) : Hiver seulement.

(2) : Été seulement.

Effets de long terme

L'étude trilatérale étudie les effets d'un indicateur de pollution (PM₁₀) sur sept indicateurs sanitaires dont deux de long terme : la mortalité de long terme non accidentelle chez les adultes de plus de 30 ans [25, 26] et les nouveaux cas de bronchite chronique chez les adultes de plus de 25 ans [27]. Ils proviennent d'études américaines, et le problème de la transposition à une population différente, aux habitudes de vie différentes, et soumise à des cocktails de polluants éventuellement différents, ne doit pas être sous-estimé.

Les nombres annuels de décès et de bronchites chroniques évitables si le niveau de concentration annuel en PM₁₀ était ramené au niveau de 7,5 µg/m³ (considéré comme le niveau naturel) sont exprimés pour une variation de 10 µg/m³ et par million d'habitants* : respectivement 340 (IC à 95 % 206-476) et 394 (IC à 95 % 35-784). Ils sont calculés pour la concentration annuelle moyenne en PM₁₀ (21 µg/m³) et la population (6,18 millions) de l'Ile-de-France, et reproduits dans la deuxième colonne du tableau 1, p. 256.

Choix des valeurs monétaires

Elles dépendent fortement de choix méthodologiques sous-jacents. Nous explicitons ci-dessous les valeurs retenues, qui sont reproduites dans la troisième colonne du tableau 1, p. 256.

* Voir le rapport du groupe Épidémiologie pour la méthodologie utilisée [14].

La mortalité représente la valeur la plus délicate à établir en l'absence de valeurs consensuelles. Nous retenons la méthode d'évaluation contingente, et puisque aucune évaluation spécifique au contexte de la pollution atmosphérique n'est encore disponible, choisissons pour la qualité de son protocole la valeur de 9,2 millions de francs issue d'une étude récente de Chilton et al. [4] sur les accidents de la route. Cette valeur est associée à un individu décédant à un âge proche de l'âge moyen de la population (37,5 ans), et dont l'espérance de vie à cet âge était donc de 42 ans [28]. Nous décomposons la VED comme une somme actualisée de valeurs d'année de vie perdue (VAV) : $VED = \sum_{i=1}^{42} (1 + \delta)^{-i} VAV$, soit avec un taux annuel d'actualisation $\delta = 4\%$, VAV = 454 779 francs.

Pour la mortalité de court terme, une perte d'espérance de vie plausible d'une année est choisie, et la valeur actualisée de cette année est donc : $(1 + \delta)^{-42} VAV$, soit 87 580 francs.

Pour la mortalité de long terme, une perte d'espérance de vie de 10 années est choisie, et la valeur actualisée de cette perte est donc de $\sum_{i=1}^{42} (1 + \delta)^{-i} VAV$, soit 1 052 millions de francs**.

** Les valeurs obtenues sont cohérentes avec les résultats qui tendent à valoriser plus faiblement les années de vie perdues à un âge avancé. Elles supposent toutefois que la valorisation unitaire d'une année de vie perdue est calculée à l'âge moyen de la population [29].

Tableau 1.
Bénéfices sanitaires annuels associés à la suppression de la pollution atmosphérique anthropique en Ile-de-France⁽¹⁾.
Annual health benefits associated with the suppression of anthropogenic air pollution in Ile-de-France⁽¹⁾.

Variables sanitaires	Nombre de cas	Évaluation par cas (FF)	Évaluation totale (10 ⁶ FF)
Mortalité de court terme	764 404-1 127	87 580	66,9 35,4-98,7
Hospitalisations pour cause respiratoire	332 131-565	30 159*	10 4-17
Hospitalisations pour cause circulatoire	1 427 436-2 472	31 192*	44,5 14-77
Total hospitalisations de court terme	—	—	54,5[†] 18-94
Consultations pour affection cardiovasculaire	18 245 2 991-37 459	600*	10,9 2-22
Consultations pour asthme	16 540 8 454-24 932	250	4,1 2-6
Consultations pour maux de tête	52 063 35 149-69 993	140	7,3 5-10
Consultations pour maladies de l'œil	5 660 2 641-8 740	140	0,8 0-1
Total consultations de court terme	—	—	23,2[†] 9-40
Total court terme (10⁶ FF)			144,6[†]
<i>Soit bénéfice sanitaire par personne (FF)</i>			62-233 23 [†] 10-38
Mortalité de long terme	2 942 1 782-4 118	1 052 000	3 094,7 1 875-4 333
Bronchites chroniques	3 409 302-6 783	21 645	73,8 7-147
Total long terme (10⁶ FF)			3 168,5[†]
<i>Soit bénéfice sanitaire par personne (FF)</i>			1 882-4 480 513 [†] 305-725

(1) Les départements concernés sont la Seine, les Hauts-de-Seine, la Seine-Saint-Denis et le Val-de-Marne, soit 6,18 millions d'habitants en 1995.
— : sans objet, * y compris pertes de production (voir texte).
† Les intervalles de confiance de ces sommes représentent la somme des bornes inférieures et supérieures des intervalles de confiance de leurs composantes individuelles.

Pour la morbidité, la méthode du coût économique d'un épisode morbide est retenue car elle s'appuie sur des coûts réels, immédiatement quantifiables et évalue ce que la pollution anthropique coûte au minimum à la société : soins médicaux et pertes de production.

Les pertes de production associées à un événement morbide sont prises en compte en attribuant une valeur journalière à l'activité professionnelle, et en la multipliant par la durée estimée de l'arrêt de travail. Nous retenons, plutôt que le salaire moyen, la

valeur du PIB national par jour et par habitant qui représente une approximation de la perte sociale, soit 360 francs/jour/habitant.

Le coût de la morbidité ambulatoire comprend la consultation et le traitement associé [30-32]. On considère que seules les pathologies cardiovasculaires donnent lieu à un arrêt de travail, estimé à une journée.

Pour évaluer le coût des hospitalisations, les valeurs par motif issues du Programme de médicalisation du système informatique (PMSI) sont utilisées,

auxquelles sont ajoutées les pertes de production évaluées à deux fois la durée moyenne d'hospitalisation (soit 17,8 jours pour cause cardiovasculaire et 16,2 jours pour cause respiratoire [33].

Les bronchites chroniques sont évaluées à 1 443 francs par an [34]. Une durée de 15 ans est retenue [14], soit un total de 21 645 francs* par nouveau cas.

Évaluation des bénéfices sanitaires

Évaluation des bénéfices de court et de long terme

Les bénéfices sanitaires de court et de long terme associés à la suppression de la part anthropique des PM_{10} sont présentés dans le tableau 1, p. ci-contre. L'intervalle mentionné pour chaque indicateur sanitaire représente l'intervalle de confiance à 95 % construit à partir des fonctions exposition-réponse. La mortalité de long terme représente l'indicateur sanitaire le plus important (3,2 milliards de francs, IC à 95 % 1,8-4,3), du fait du nombre élevé de cas, de la perte importante d'espérance de vie occasionnée (10 ans) et de sa forte valorisation. Viennent ensuite les bronchites chroniques (74 millions de francs, IC à 95 % 7-147) et la mortalité de court terme (67 millions de francs, IC à 95 % 35-99).

* On évite ici d'actualiser en supposant que les dépenses associées à une bronchite chronique évoluent au même rythme que la croissance économique, le concept de préférence pure pour le présent étant non pertinent dans ce cadre précis.

Les effets de long terme prédominent largement, mais à la différence des effets de court terme, ne sont pas observés instantanément. Il convient donc d'intégrer les aspects dynamiques lors de l'évaluation des bénéfices totaux.

Évaluation des bénéfices totaux dans un cadre dynamique

Lorsque l'on cherche à déterminer les bénéfices totaux, il convient d'abord de s'assurer que la mortalité de court terme n'est pas partiellement comptabilisée dans la mortalité de long terme. Une partie de la réponse réside dans la méthode de calcul de la mortalité de long terme, le nombre d'années de suivi de la cohorte et le degré de prématurité des décès de court terme. Sans données précises et ayant supposé précédemment que la prématurité d'un décès de court terme était de 1 an au maximum, nous considérons que le degré de recouvrement entre les deux types de mortalité est faible, si bien que les bénéfices sanitaires totaux représentent la somme des bénéfices de court et de long terme.

Toutefois, alors que les bénéfices de court terme sont observés immédiatement après la réduction du niveau de pollution, les bénéfices de long terme reposent sur des affections possédant une inertie, tant dans la dégradation qui conduit à l'apparition d'une affection que dans sa disparition. Ils ne seront ainsi pas observés immédiatement après la suppression de la pollution anthropique, et il est intéressant d'évaluer le délai nécessaire pour qu'ils le soient. Les données nécessaires au calcul n'existent pas dans le cadre de

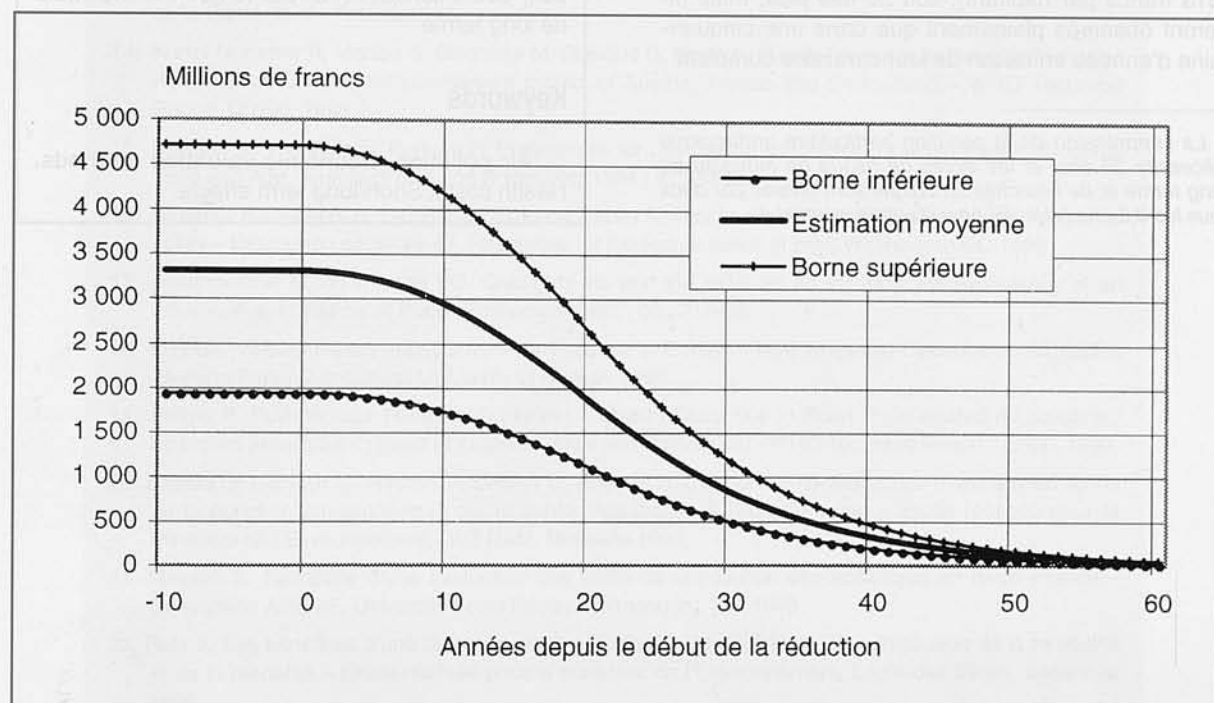


Figure 3.

Évolution des bénéfices sanitaires totaux suite à une suppression de la pollution atmosphérique anthropique.

Total health benefits evolution when anthropogenic air pollution is suppressed.

la pollution atmosphérique, mais on peut toutefois utiliser les connaissances acquises sur l'évolution de la morbidité et de la mortalité après un sevrage tabagique, ce que font par exemple Leksell ou Chanel et coll. [35, 36]. Deux paramètres interviennent : le choix d'une fonction temporelle représentant l'amélioration du risque relatif après la réduction du niveau de pollution et la politique de réduction. La figure 3, p. 257, reproduit, sous des hypothèses raisonnables*, le passage d'une situation dans laquelle la population est exposée aux niveaux actuels de pollution particulaire à une autre où elle est exposée à des niveaux anthropiques nuls.

On constate que le délai nécessaire pour obtenir 50 % des bénéfices sanitaires totaux est de 22 ans, et que plus de 50 ans sont nécessaires pour en observer l'intégralité. Ces résultats ne devraient pas être négligés lors de toute prise de décision impliquant des effets à long terme, d'autant plus que l'actualisation réduit encore le montant total des bénéfices escomptés lorsqu'ils sont exprimés en valeur présente.

Conclusion

Les bénéfices sanitaires annuels associés à la suppression de la part anthropique des particules en suspension sont mesurés par le coût économique de la morbidité et une valorisation monétaire associée à l'évitement d'un décès. Les effets à court terme s'élèvent, pour l'Ile-de-France à environ 145 millions de francs par an (soit 23 francs par habitant). Les bénéfices sanitaires annuels de long terme sont quant à eux évalués à plus de 3,2 milliards de francs (513 francs par habitant), soit 20 fois plus, mais ne seront observés pleinement que dans une cinquantaine d'années en raison de leur caractère cumulatif.

* La suppression de la pollution particulaire anthropique nécessite 20 ans, et les excès de risque de mortalité de long terme et de bronchite chronique sont divisés par deux tous les 3,5 ans (voir [36] pour d'autres valeurs).

Il est donc important que des études épidémiologiques françaises quantifient ces effets à long terme sur la santé de la population et que l'approche économique les intègre correctement dans un cadre dynamique. Par ailleurs, la baisse très sensible des concentrations annuelles moyennes des indicateurs particuliers et la croissance de celles en NO₂ font que ce dernier présente un nombre d'occurrences de court terme évitables, et donc des bénéfices correspondants plus élevés. Les connaissances épidémiologiques actuelles ne permettent pas d'évaluer s'il en est de même pour les effets à long terme, et plaident donc pour qu'une attention toute particulière leur soit portée.

Remerciements

Ce travail a été présenté en janvier 2000 lors du colloque Économie de l'Environnement organisé au ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Il trouve partiellement sa source dans deux études, l'une réalisée pour ledit ministère [20] et l'autre pour l'Organisation Mondiale de la Santé [33]. L'ADEME a financé la partie française de la seconde étude dans le cadre du Programme PRIMEQUAL. L'auteur remercie J.-C. Vergnaud pour ses conseils avisés, ainsi que deux référés pour leurs remarques pertinentes.

Mots clés

Pollution atmosphérique. Méthodes d'évaluation. Coûts sanitaires. Effets de court terme/effets de long terme.

Keywords

Air pollution. Economic valuation methods. Health costs. Short/long term effects.

Références

1. Gollier C, Rochet JC. Discounting an uncertain future – CES Working Paper Series 168, Center for Economic Studies, Munich 1998.
2. Rabl A. Discounting of long-term costs : What would future generations prefer us to do ? *Ecological Economics* 1996 ; 17 : 137-45.
3. Rabl A. Les bénéfices sanitaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France. *Pollution Atmosphérique* 1999 ; 161 : 83-94.
4. Chilton S, Covey J, Hopkins I, Jones-Lee M, Loomes G, Pidgeon N, Spencer A. New research results on the valuation of preventing fatal road accident casualties – in *Road Accidents Great Britain 1997*, The Casualty report, the Stationery Office, London 1998.
5. Jones-Lee MW. Safety and the saving of life : The economics of safety and physical risk. In Layard R, Glaister S (eds). *Cost-benefit Analysis*. Cambridge University Press 1994.
6. Morral JF. A review of the record - *Regulation*, 10, November/December 1986 : 25-34.
7. Landefeld JS, Seskin EP. The economic value of life : linking theory and practice – *Am J Public Health* 1982 ; 72 : 555-66.
8. Fischhoff B. Risk : a guide to controversy – in *Improving Risk Communication*, Appendix C, National Research Council Committee, Washington DC, National Academy Press 1989, 211-319.
9. Okrent D, Pidgeon N. Risk assessment versus risk perception. *Reliability Engineering and System Safety* 1998 ; 59 : 1-159.
10. Pidgeon N, Beattie J. The psychology of risk and uncertainty. In Calow P (ed). *Handbook of Environmental Risk Assessment and Management*. Oxford, Blackwell Science 1997 : 289-318.
11. NERA & CASPAR. *Valuation of deaths from air pollution*, London 1998.
12. Katsouyanni K, Zmirou D, Spix C. et al. Short term effects of air pollution on health : a European approach using epidemiological time series data. The APHEA project : background, objectives, design. *Eur Respir J* 1995 ; 8 : 1030-8.
13. ERPURS, 1994, 1997.
 - Medina S, Le Tertre A, Quenel P, Le Moullec Y, Momas I, Pirard P, Ferry R, Festy B, Dab W. ERPURS : Impact de la pollution atmosphérique urbaine en Ile-de-France 1987-1992 – Rapport d'étude de l'Observatoire Régional de la Santé, Ile-de-France 1994.
 - Medina S, Le Tertre A, Dusseux E, Camard JP. ERPURS : Analyse des liens à court terme entre pollution atmosphérique et santé – Résultats 1991-1995 – Rapport d'étude de l'Observatoire Régional de la Santé, Ile-de-France 1997.
14. Künzli N, Kaiser R, Medina S, Studnicka M, Oberfeld G, Horak F. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution : an impact assessment project of Austria, France and Switzerland – WHO Technical Report TEH06, 1999.
15. Cropper M, Ayedede S, Portney P. Preferences for Life Saving Programs : How the Public Discounts Time and Age. *Journal of Risk and Uncertainty* 1994 ; 8 : 243-65.
16. Krupnick AJ, Alberini A, Cropper M, Simon N, Itaoka K, Akai M. Mortality risk valuation for environmental policy – Discussion paper 99-47, Resources for the Future (www.rff.org), Washington DC 1999.
17. Johannesson M, Johannsson PO. Quality of life and the WTP for an increase life expectancy at an advanced age. *Journal of Public Economics* 1997 ; 65 : 219-28.
18. Navrud. Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe - New Empirical Evidence on Morbidity, Working Paper, Agricultural University of Norway 1998.
19. Filliger P, Puybonnieux-Textier V, Schneider J. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution : an impact assessment project of Austria, France and Switzerland - WHO Technical Report TEH05, 1999.
20. Chanel O, Geniaux G, Rychen F, Deniau C, Ghattas B. Évaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé. Application à l'Ile-de-France – Étude réalisée pour le ministère de l'Environnement, GREQAM, Marseille 1996.
21. Masson S. Faisabilité d'une évaluation des coûts de la pollution atmosphérique en Ile-de-France – Convention ADEME, Université Louis Pasteur, Strasbourg, juin 1996.
22. Rabl A. Les bénéfices d'une réduction de la pollution en Ile-de-France : la contribution de la morbidité et de la mortalité – Étude réalisée pour le ministère de l'Environnement, École des Mines, décembre 1996.
23. Duriez M, Lancry PJ, Lequet-Slama D, Sandier S. Le système de santé en France. Collection Que sais-je n° 3066, Presses Universitaires de France 1999.

24. Quenel P, Zmirou D, Le Tertre A, Balducci F, Medina S, Barumandzadeh T, Le Moullec Y, Ritter P, Festy B, Dab W. Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisienne. *Santé publique* 1995 ; 4 : 2-12.
25. Dockery D, Pope CA III, Xu X. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993 ; 329 : 1753-9.
26. Pope CA, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995 ; 151 : 669-75.
27. Abbey DE, Mills K, Petersen F. Long term ambient concentrations of total suspended particles, ozone and sulfur dioxide and respiratory symptoms in a nonsmoking population - *Arch Environ Health* 1993 ; 48 : 33-46.
28. INSEE. La situation démographique en 1995. *Démographie-Société* décembre 1997 ; 65-66.
29. Krupnick AJ, Alberini A, Cropper M, Simon N, O'Brien B, Goeree R, Heintzelman M. What are older people willing to pay to reduce their risk of dying ? Resources for the Future (www.rff.org), Washington DC. Présenté dans la session AERE du colloque ASSA, Boston, Mass., 7 janvier 2000.
30. CREDES. Approche médico-économique de l'asthme - CreDES n° 1031, septembre 1994.
31. Lecomte T. Dépenses de soins et morbidité - CREDES 1989 ; 804.
32. Rabl A, Curtiss PS, Desaiques B, Dreicer M, Hernandez B, Landrieu G, Margerie H, Pons A, Proult D, Tort V. Environmental impacts and their costs : the nuclear and the fossil fuel cycles - Rapport final pour le programme Joule de la Commission européenne, JOU2-CT92-0236, 1995.
33. Sommer H, Seethaler R, Chanel O, Herry M, Masson S, Vergnaud JC. Health Costs due to Road Traffic-related Air pollution : an impact assessment project of Austria, France and Switzerland - WHO Technical Report TEH07, 1999.
34. IMIB, Institut für Medizin Informatik Biostatistik. Monetarisierung der verkehrsbedingten Gesundheitskosten : Behandlungskosten 1996.
35. Leksell I. The Value of Life-Years Lost due to Exposure to Fine Particles : the Discounting Problem - preliminary text to Shape project, Göteborg University 1999.
36. Chanel O, Scappecchi P, Vergnaud JC. The impact of long term health effects on the economic valuation of pollution reduction policies - miméo, EUREQua-GREQAM 1999.