

Une méta-analyse de l'évaluation économique des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique

Pascal Gastineau, Dorothée Manière et Gilles Rotillon

Volume 83, numéro 1, mars 2007

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/016692ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/016692ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

HEC Montréal

ISSN

0001-771X (imprimé)

1710-3991 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Gastineau, P., Manière, D. & Rotillon, G. (2007). Une méta-analyse de l'évaluation économique des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique. *L'Actualité économique*, 83(1), 5–36.
<https://doi.org/10.7202/016692ar>

Résumé de l'article

La monétarisation des externalités environnementales s'est considérablement développée ces dernières années. Dans le domaine de l'évaluation des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique, diverses méthodes ont été employées. À partir de l'ensemble des résultats, il est intéressant d'essayer d'établir une relation entre valeur obtenue et méthode utilisée.

La méta-analyse s'est d'abord développée dans les sciences médicales et commence à connaître des applications en économie. Il s'agit d'une méthode utilisée pour résumer, évaluer et analyser les résultats de la littérature empirique existante qui peut se révéler un bon complément d'une revue de littérature traditionnelle. L'objectif de cet article est d'appliquer cette méthode à l'évaluation des dommages environnementaux et sanitaires attribués à la pollution atmosphérique afin de mieux comprendre l'influence des contraintes d'application et des caractéristiques d'évaluation sur les estimations obtenues.

UNE MÉTA-ANALYSE DE L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES DOMMAGES SANITAIRES ATTRIBUÉS À LA POLLUTION ATMOSPHÉRIQUE*

Pascal GASTINEAU

EconomiX,

Université de Paris X-Nanterre

Dorothée MANIÈRE

EDF, chargée de mission Action locale et environnement

Gilles ROTILLON

EconomiX,

Université de Paris X-Nanterre

RÉSUMÉ – La monétarisation des externalités environnementales s'est considérablement développée ces dernières années. Dans le domaine de l'évaluation des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique, diverses méthodes ont été employées. À partir de l'ensemble des résultats, il est intéressant d'essayer d'établir une relation entre valeur obtenue et méthode utilisée.

La méta-analyse s'est d'abord développée dans les sciences médicales et commence à connaître des applications en économie. Il s'agit d'une méthode utilisée pour résumer, évaluer et analyser les résultats de la littérature empirique existante qui peut se révéler un bon complément d'une revue de littérature traditionnelle. L'objectif de cet article est d'appliquer cette méthode à l'évaluation des dommages environnementaux et sanitaires attribués à la pollution atmosphérique afin de mieux comprendre l'influence des contraintes d'application et des caractéristiques d'évaluation sur les estimations obtenues.

ABSTRACT – The purpose of this paper is to describe the research method of meta-analysis and to use meta-analytical techniques to observe contextual and methodological constraints which are as many sources of divergences between the estimates of health costs of air pollution. Indeed, meta-analysis is a research method to summarize, evaluate and analyse previously obtained research results. Although it has been first employed for medical sciences, it is increasingly used in economics as a complement to a state of the art literature review.

Results issuing from ordinary least squares estimators suggest that the health costs associated with air pollution crucially depend both on the applied method of valuation and on the specification of the model.

* Ce travail a bénéficié d'une subvention du ministère français de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire.

INTRODUCTION

Introduite par Glass (1976), la méta-analyse est l'analyse statistique d'un ensemble d'études individuelles visant à en faire une synthèse plus rigoureuse qu'une revue de littérature traditionnelle. Elle porte sur la comparaison de résultats issus d'études distinctes et vise à tester l'influence des caractéristiques de la recherche (méthodes, spécifications, *etc.*), du contexte et de l'objet de l'étude sur les estimations observées. Cet objectif passe par la modélisation des résultats empiriques originaux et la définition d'une unité standard rendant possible la comparaison des différents résultats. C'est l'existence d'une relation systématique entre les valeurs fournies par les méthodes d'évaluation d'une part et les caractéristiques de l'évaluation (méthode, contexte...) d'autre part, qui en constitue l'hypothèse principale. On suppose en fait que la base théorique, les hypothèses et les contraintes d'application des études initiales expliquent en grande partie les divergences de résultats. Le nombre d'études existantes est ensuite supposé suffisant pour faire l'objet d'un travail d'analyse statistique. Enfin, en vue de ce traitement statistique, les estimations doivent être homogènes, c'est-à-dire exprimées en une mesure commune, et statistiquement indépendantes.

La méta-analyse, d'abord développée pour les sciences expérimentales, commence à connaître des applications en économie. Florax (2002) en dénombre une quarantaine entre 1980 et 2002, la plupart en économie de l'environnement, dont plus de la moitié concerne des études cherchant à valoriser un bien environnemental. Dans la mesure où l'utilisation des techniques de valorisation des biens non marchands a suscité de vifs débats quant à la fiabilité des évaluations proposées, ce premier champ d'application n'est sans doute pas fortuit. De plus, comme ces techniques de valorisation reposent sur une recherche coûteuse d'informations, il est souvent fait usage du transfert de valeurs, consistant à utiliser la valorisation obtenue par une étude particulière dans un autre contexte. La méta-analyse fournit une bonne synthèse des évaluations disponibles et permet ainsi de fonder davantage le transfert de valeurs entre deux sites.

Nous proposons dans cet article une méta-analyse de l'évaluation des dommages sanitaires attribués à la pollution atmosphérique. La littérature empirique sur l'évaluation économique des impacts de la pollution atmosphérique offre un ensemble de résultats intéressant à analyser, dans la mesure où les études réalisées dans ce domaine sont nombreuses et où la divergence entre les estimations produites est avérée. Nous poursuivons ainsi un double objectif : identifier les facteurs de variabilité entre les estimations et tester la portée de la méta-analyse qui reste encore peu utilisée en Europe, malgré son potentiel explicatif évident.

La suite du texte est organisée de la façon suivante. La section 1 est consacrée à la mise en œuvre de la méthode, la section 2 présente les résultats statistiques et leur interprétation et la section 3 s'interroge sur les conditions nécessaires à une application de la méta-analyse en économie de l'environnement et à son intérêt pour le transfert de bénéfices. La conclusion résume l'ensemble de la démarche.

1. MISE EN ŒUVRE DE LA MÉTHODE

Utilisées pour définir le coût sanitaire de la pollution atmosphérique, les différentes méthodes d'évaluation représentent un champ d'application propice à une méta-analyse. En effet déterminer quels facteurs conditionnent les résultats équivaut à évaluer leur sensibilité au contexte, à la méthode utilisée et aux spécifications introduites dans chaque étude.

1.1 *Domaine d'étude*

Il existe principalement trois méthodes permettant d'évaluer en termes monétaires les bénéfices d'une réduction du risque de morbidité ou de mortalité consécutive à une réduction de la pollution. Deux de ces méthodes trouvent leurs racines dans la théorie microéconomique de l'utilité. Elles se fondent sur les préférences exprimées et tentent d'évaluer les consentements à payer (CAP) individuels pour éviter ou réduire le risque de mort ou de maladie. La méthode d'évaluation contingente consiste à interroger directement *via* un questionnaire les individus sur leur consentement à payer pour la mise en place d'un programme public qui aurait pour effet de réduire les risques sanitaires. Ce type d'évaluation peut produire des résultats très hétérogènes car la nuisance n'est pas nécessairement ressentie comme une gêne et les individus ne sont pas toujours capables d'estimer leurs propres dommages. Les évaluations contingentes sont donc très conditionnées par la connaissance du phénomène par les personnes interrogées. La méthode des dépenses de protection (ou comportements d'évitement), elle, suppose que les dépenses¹ 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. Enfin, le recours à la troisième méthode (méthode du coût de la maladie), de loin la plus usitée, nécessite trois étapes :

- l'identification des polluants et de leur dissémination dans le phénomène que l'on observe (par exemple une hausse de la morbidité en réponse à la pollution atmosphérique);
- la construction de fonctions dose-réponse mettant en relation, sur une base scientifique établie, la pollution et ses effets sur l'homme (nombre de crises d'asthme attribuables à une certaine forme de pollution atmosphérique par exemple);
- la monétarisation de ces effets obtenue par l'imputation d'une valeur tirée des coûts directs ou indirects observés dans la sphère marchande ou plus rarement d'un consentement à payer révélé pour éviter un épisode morbide.

1. Les dépenses prises en compte par Dickie et Gerking (1991a) sont : l'air climatisé, les purificateurs d'air, le passage d'une gazinière à une cuisinière électrique.

Cette méthode² tient plus de l'analyse comptable et repose sur l'observation des coûts marchands directs associés à des épisodes morbides (coût de la maladie) ou des pertes de production induites par un décès (méthode des pertes directes de production). Ces mesures intègrent peu souvent les gênes, la souffrance, les pertes de loisirs et autres impacts moins tangibles pour le bien-être individuel et familial et peuvent sérieusement sous-estimer ou complètement ignorer les coûts sanitaires des gens qui ne travaillent pas. Cependant, elles indiquent la borne inférieure des coûts sociaux. Puisque nous ne tenons compte que des effets sur la santé de la pollution de l'air, nous ne retenons pas les évaluations économiques utilisant la méthode des prix hédoniques. Smith et Huang (1995) ont déjà réalisé une méta-analyse des estimations des coûts de la pollution atmosphérique par cette méthode qui donne des évaluations globales³ pour lesquelles il est difficile d'isoler le coût sur la santé. Notre travail ne recouvre pas le même champ que cette étude qui était à la fois plus vaste dans la nature des coûts considérés et plus ciblée dans le type d'études pris en compte.

Si les spécifications utilisées lors de l'évaluation basée sur les préférences environnementales influencent les résultats, celles intervenant dans la méthode des coûts de la maladie créent un risque analogue. Aussi, nous formulons l'hypothèse d'une dépendance des évaluations obtenues par cette méthode aux caractéristiques contextuelles et méthodologiques. Il s'agit par exemple du type de valeur unitaire (prix marchand et / ou valeur révélée telle que CAP) ou du procédé de quantification des dommages (comptabilisation directe des dommages effectifs, extrapolation des dommages supportés par un échantillon d'individus à l'ensemble de la population concernée, ou transfert d'un taux d'impact (dose-réponse) préétabli utilisés) lors de la procédure d'évaluation.

De plus, il apparaît d'importants écarts au niveau du chiffrage et des méthodes concernant le coût d'un décès lié à la pollution atmosphérique. Cela pose le problème de l'utilisation de la valeur de la vie issue de la littérature économique dans le cadre spécifique des effets de la pollution de l'air et de la modulation de la valeur de la vie en fonction du nombre d'années perdues ou de l'âge de l'individu. Des travaux récents (Rabl, 2002) prévoient deux possibilités pour l'évaluation des incidences sur le plan de mortalité : l'utilisation de la vie statistique et celle de la valeur d'une année de vie. L'approche consistant à calculer le coût de la mortalité en multipliant l'augmentation du nombre de morts prématurés par la valeur de la vie humaine est critiquée. Il semble, en effet, que la mortalité prématurée due à la pollution de l'air ne concerne qu'une partie de la population (les plus vieux, les plus malades,...) qui ne subit qu'une réduction assez courte de l'espérance de vie. On peut donc aussi baser l'évaluation sur une réduction de l'espérance de vie même

2. Les évaluations monétaires des effets sur la santé qui s'inspirent de cette logique sont souvent répertoriées sous le registre « *cost of illness* » (coût de la maladie).

3. Comme le souligne Smith et Huang (1995 : 223) : « *The hedonic models are more likely to reflect aesthetics, materials and soiling effects, and, to some degree, perceived health effects, but the latter may well be incomplete* ».

si « d'un point de vue éthique, cela peut choquer car [cela] induit de manière implicite que les effets de prévention devraient être moins prononcés pour les personnes âgées. » (IFEN, 2004 : 147)

Afin d'illustrer l'importance des coûts sanitaires induits par la pollution atmosphérique, remarquons qu'une 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 près de 70 % du coût total entraîné par la pollution atmosphérique (coût comprenant également la diminution de la visibilité et les atteintes aux biens, au patrimoine culturel et aux écosystèmes). Une action des pouvoirs publics en vue de contrôler la pollution atmosphérique - entraînant une baisse des décès prématurés de 25 - 50 % grâce à une réduction de la pollution de l'air - engendrerait alors des bénéfices évalués à près de 0,8 - 1 % du produit intérieur brut (PIB). Quah et Boon (2003), pour leur part, estiment qu'une réduction d'approximativement 35 % de la concentration de particules dans l'air représenterait une économie de coûts de l'ordre de 1,22 % du PIB pour Singapour.

1.2 Source des données

La recherche porte sur les études économiques évaluant le coût de la pollution atmosphérique ou la valeur des bénéfices induits par une baisse de pollution, et ce, quelles que soient la zone et la période considérées. Il est nécessaire de rechercher les études réalisées sur ce problème, de les évaluer et de les codifier. On aboutit ainsi à une base de données qui résume la connaissance empirique accumulée sur le domaine d'investigation pour une période donnée. La base de données doit contenir des informations sur les publications (référence exacte, année de publication, type de publication...), les évaluations fournies par chaque étude et leurs caractéristiques (méthode utilisée, nombre d'observations...) et des informations contextuelles (lieu de l'étude, date de réalisation...).

La recherche d'études empiriques s'est fondée sur quatre sources principales d'information :

- la base de données EconLit, (interrogée à l'aide de mots clés tels que *valuation morbidity, costs air quality*...);
- les bibliographies de la littérature traitant du problème d'évaluation économique ou de celui de la pollution atmosphérique;
- les actes de séminaires ou de colloques;
- les études non publiées.

Cette recherche a pu être complétée par l'*Environmental Valuation Reference Inventory* (EVRI)⁴, banque d'études empiriques sur la valeur économique des

4. Accessible sur le site www.evri.ca. On peut également citer la banque d'études cataloguées ENVALUE, une base de données développée par la New South Wales Environmental Protection Authority, www.epa.nsw.gov.au/envalue.

avantages environnementaux et des effets sur la santé. Nous disposons ainsi de 68 études recouvrant la période 1978-2003, nombre jugé suffisant pour la réalisation d'une méta-analyse.

1.3 Définition des critères de sélection

Pour être intégrée à la méta-analyse, une étude doit vérifier les trois critères suivants :

1. proposer une évaluation significative d'un concept compatible avec le modèle-type (estimation du coût de la pollution atmosphérique par l'une des méthodes considérées);
2. s'appliquer à l'évaluation économique de la morbidité et de la mortalité provoquées par l'exposition à différents polluants : l'oxyde d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂), les particules, l'ozone (O₃), le plomb (Pb) et le monoxyde de carbone (CO);
3. offrir une information suffisamment détaillée pour apporter les éléments nécessaires au paramétrage.

Les travaux pour lesquels il n'était pas possible d'associer un bénéfice / coût à une variation de pollution du fait notamment d'un manque de données sur la pollution (niveau ambiant ou variation estimée) ou d'une évaluation non convertible en coût individuel (ex. : coûts liés à l'installation d'une usine) n'ont pas pu être intégrés. De plus, il a fallu considérer du même point de vue les variations de surplus et les évaluations des dommages effectifs et définir une mesure standard acceptable.

1.4 Le paramétrage

Le paramétrage des études empiriques vise à définir les variables explicatives (telles que les évaluations du coût de la pollution atmosphérique ou la variation de pollution atmosphérique et le revenu par habitant) à introduire dans la régression. Les difficultés de cette étape sont avant tout liées à la nature de la recherche et à la manière dont les résultats sont reportés. La diversité des approches, le caractère pluridisciplinaire de l'économie de l'environnement, et la variabilité constatée tant dans la forme que dans les efforts fournis pour présenter les résultats, rendent l'identification des informations nécessaires délicate. Celles concernant les hypothèses posées ou les procédés utilisés sont parfois peu détaillées, partielles, voire absentes.

De plus, beaucoup d'études ne présentant pas d'information sur le niveau de certaines variables indispensables à l'analyse, comme le niveau ambiant de pollution par exemple, il a fallu rechercher voire reconstruire ces informations manquantes. Les rapports de l'US Environmental Protection Agency (EPA) fournissent notamment d'importantes données sur les niveaux de concentration de certains

polluants pour différentes zones ou villes des États-Unis. Il est certes utile de compléter la base d'information initiale mais l'on ne peut suppléer aux carences d'information, au risque d'introduire une part de subjectivité et de modifier le sens des données de départ. La méta-analyse doit s'adapter à la structure commune des études. Cela implique une perte d'information indéniable sur certaines études et sur le caractère explicatif de certaines données.

1.4.1 *La variable expliquée*

Face à un ensemble de mesures diverses⁵, (coût total, moyen ou marginal, journalier ou individuel...), nous avons choisi l'homogénéisation par une mesure standard et une unité monétaire de référence. La *variable expliquée* choisie représente le coût ou la perte de bien-être individuel (VI) lié à la pollution atmosphérique. La période retenue est l'année civile car c'est la plus représentée dans les études.

Pour permettre la comparaison, il importe aussi d'exprimer les différentes évaluations en une même unité monétaire. Cela implique d'une part de tenir compte de l'inflation si l'on veut comparer des valeurs d'années différentes. C'est pourquoi pour exprimer ces valeurs pour l'année de référence, on utilisera l'indice des prix à la consommation relatif au pays et à l'année caractérisant chaque évaluation. D'autre part, les études n'utilisant pas la même devise monétaire, on opère une conversion en dollars 1996 (application des indices des prix à la consommation et des taux de change appropriés) qui est l'unité monétaire la plus utilisée dans les études de notre échantillon.

1.4.2 *Les variables explicatives*

Les variables explicatives des modèles correspondent aux facteurs identifiés lors du paramétrage. Trois types de caractéristiques se distinguent : les variables socioéconomiques codées avec des variables quantitatives, les variables méthodologiques et contextuelles, représentées, elles, par des variables qualitatives.

(i) *Variables socioéconomiques*

Faute de données sur le niveau de revenu des populations considérées, les chiffres du produit intérieur brut par habitant et par an (PIB) ont été employés comme indicateur de substitution du revenu. Le niveau de richesse d'un pays (exprimé en dollars 1996), ainsi représenté, est censé conditionner la valeur qu'un agent attribue aux biens et services.

La variation du niveau de la pollution atmosphérique (VPA) est, elle, exprimée en pourcentage et traduit l'ampleur du changement environnemental dont on

5. Pour ce qui est du problème des inconstances dans la commodité évaluée et les concepts économiques mesurés, voir Smith et Pattanayak (2002).

évalue les effets. La variation a certes moins de portée que le niveau absolu de pollution mais elle permet la comparaison entre les études. Lorsque l'estimation représente le coût de la pollution ambiante (ce qui est le cas pour une vingtaine d'estimations), on a considéré deux manières d'exprimer la variation. Premièrement, on peut supposer qu'il n'y a aucune modification et que la variation de la pollution atmosphérique (VPA) est égale à 0. La seconde possibilité consiste à considérer que le coût ambiant de la pollution se réfère à une variation « totale » et à poser VPA égale à 100 %. C'est cette deuxième possibilité qui sera finalement sélectionnée sur la base de meilleurs résultats économétriques après avoir testé ces deux possibilités⁶. Dans les autres cas, on utilise l'information disponible dans les études qui indiquent soit l'ampleur de la variation, soit les niveaux avant et après la modification.

(ii) *Variables méthodologiques*

Une variable muette est associée à chaque méthode d'évaluation : le coût de la maladie (MCM), l'évaluation contingente (MEC) ou les dépenses de protection (MDP) et aux spécifications utilisées pour établir les mesures du coût de la pollution atmosphérique. En effet, comme nous l'avons vu précédemment, ces différentes méthodes n'admettent pas la même base théorique et ne recouvrent pas les mêmes coûts. Elles peuvent donc produire des évaluations d'ampleurs différentes.

Dans le cas de l'utilisation de la méthode du coût de la maladie, il s'agit de prendre en compte la valeur unitaire utilisée pour l'opération comptable prix fois quantité. Le prix utilisé est soit un prix marchand (PxM), soit un prix fictif (PxF). De plus l'étape quantitative de la MCM peut être réalisée selon trois procédés : la comptabilisation (COMPTA) des dommages constatés (nombre de décès par exemple) et attribués à la pollution atmosphérique; l'observation d'un échantillon représentatif de la population étudiée et la quantification des dommages subis, avant d'extrapoler (EXTRAP) ces résultats à l'ensemble de la population; le transfert de fonctions dose-réponse (DR) préétablies et leur application au contexte étudié, défini par la population exposée et le niveau de pollution observé.

On peut différencier les évaluations monétaires de la mortalité selon que la valeur attribuée à un décès prenne ou non en compte la spécificité de la mortalité liée à la pollution de l'air. On distinguera donc les valeurs statistiques « classiques » de la vie (VSL : *value of statistical life*) des autres et notamment celles qui prennent en compte les années de vie perdues (YOLL : *year of lost life*).

(iii) *Variables contextuelles*

Il s'agit des récepteurs cibles de la pollution atmosphérique, la santé (SANTE) et la vie humaine (VIE). On notera que certaines évaluations concernent les deux récepteurs à la fois.

6. Pour cela, le test de Fisher semble fournir un bon indicateur de la significativité du modèle.

La variable pollution doit, elle, permettre de définir la (les) substance(s) responsable(s) des dommages évalués : monoxyde de carbone, (CO), dioxyde de soufre (SO₂), ozone (O₃), oxyde d'azote (NO_x), particules⁷ (PART) et plomb (Pb). Les effets des pathologies sont chroniques (CHR) ou non.

Enfin, les études peuvent être conduites à l'échelle locale (LOC), c'est-à-dire à l'échelle d'un quartier ou d'une ville, ou non. En raison du risque de biais de publication, il convient d'indiquer si l'étude est un travail publié ou s'il s'agit d'un rapport, d'une thèse, *etc.* (RAPP). En ce qui concerne l'opportunité de prendre ou non en compte la date de publication (DPUBLI) des études, il semble difficile d'identifier un article ayant suffisamment marqué le domaine pour rendre évidente l'existence de cette date. Nous avons toutefois choisi comme date de publication la référence 1996 en supposant que le développement des études épidémiologiques à cette époque a amélioré l'identification des conséquences sanitaires de la pollution atmosphérique entraînant de fait une meilleure prise en compte de leurs coûts. Il demeure toutefois difficile d'interpréter clairement ce type de variable car plusieurs explications sont possibles : meilleure prise en compte des conditions sanitaires (études épidémiologiques), évolution de la « prise de conscience » environnementale, évolution de la littérature économique, *etc.*

(iv) Variables non retenues

Parmi les variables que nous avons décidé de prendre en compte au cours du codage des études figuraient également :

1. le processus de révélation de la valeur utilisé lors de l'évaluation contingente (question ouverte, question fermée, enchère ou carte de paiement);
2. l'indicateur sanitaire pris en compte lors de la méthode des coûts de la maladie, admission hospitalière, automédication, consultation médicale, exemption scolaire, jour d'activité réduite, médicaments prescrits, symptômes divers, temps perdu, décès;
3. les pathologies considérées lors de l'évaluation de la morbidité : problème respiratoire, cardiovasculaire, irritation oculaire et migraine.

Bien que l'on puisse supposer que ces variables influencent l'estimation obtenue par la méthode d'évaluation contingente ou la méthode des coûts de la maladie, du fait d'un problème de sous-représentation dans l'échantillon de certaines modalités (*cf.* tableau 1), elles ont dû être retirées de l'analyse. Afin d'éviter des problèmes d'identification des variables associées aux modalités, nous avons donc fait le choix d'éliminer, avant le processus économétrique, les variables insuffisamment représentées dans l'ensemble des études. Enfin, pour les polluants,

7. Les études s'intéressent à différents polluants dont certains appartiennent à la catégorie des particules (SO₄, TSP, PM₁₀, *etc.*) que nous avons choisi de regrouper pour limiter le nombre déjà important de variables muettes.

nous distinguons les particules (du fait de l'importance prise dans le débat public, par ce type de polluant souvent considéré comme le plus pathogène) des autres polluants (POLL). Ce choix un peu « contraint » des variables met en lumière la difficulté à trouver des indicateurs satisfaisants. La base de données ainsi constituée fait ensuite l'objet d'une analyse statistique dont les principaux résultats sont présentés dans la section suivante.

1.5 Description des études retenues

À l'issue des processus de sélection et de paramétrage, 21 variables ont été retenues, dont 3 de nature quantitative. Trente-huit études vérifiant les 3 critères de sélection ont pu être paramétrées fournissant ainsi un échantillon de 91 évaluations du coût individuel de la pollution atmosphérique. Les études retenues diffèrent par les indicateurs de pollution étudiés, les variations associées, les types d'effet, les méthodes, les pays étudiés, les choix méthodologiques. Le tableau 2 présentant le nombre d'évaluations dégagées de chaque étude selon la méthode utilisée, fait apparaître le déséquilibre qui existe entre le nombre d'études et d'évaluations par méthode. Sans doute du fait de la facilité de sa mise en œuvre, un nombre important d'études a recours à la méthode des pertes monétaires (MCM) pour valoriser les effets sanitaires de la pollution atmosphérique. Sept études portent sur une évaluation monétaire effectuée au moyen d'une méthode d'évaluation contingente. Quant à la méthode des dépenses de protection, elle a été peu utilisée puisque seules 5 études l'ont employée dont 4 il y a plus de 15 ans. Notons que c'est l'intérêt grandissant des économistes et du grand public pour les problèmes environnementaux et le fort développement des études depuis la deuxième partie des années quatre-vingt-dix qui rendent possible la réalisation de la méta-analyse.

Le tableau 1 présente les statistiques descriptives liées aux variables prises en compte. Les moyennes sont calculées sur les 91 observations présentes (pas de données manquantes). La majorité des études fournit des estimations de la morbidité liée à la pollution de l'air et près de la moitié considère les affections chroniques. La moitié évalue les coûts de la mortalité attribuée à la dégradation environnementale. Dans le cas où les coûts sont évalués au moyen de la méthode des coûts de la maladie (MCM) la fonction dose-réponse est la plus utilisée. Le polluant le plus pris en compte est celui des particules, probablement parce qu'il est un des indicateurs les plus communément utilisés. De plus, ces émissions sont imputables aux transports, principale source de pollution urbaine et il est responsable d'une part importante du coût lié à la pollution. Enfin, environ la moitié des estimations utilisées proviennent d'une étude publiée dans une revue académique.

TABLEAU 1

DESCRIPTION DES VARIABLES ET STATISTIQUES DESCRIPTIVES ASSOCIÉES

Variabes	Description	Moyenne	Écart-type
<i>Variable dépendante</i>			
VI [†]	Coût par personne et par an (US\$ 96)	103,57	274,43
<i>Variabes socioéconomiques</i>			
PIB [†]	Produit national brut par habitant (US\$ 96)	18 681,10	9 693,38
VPA [†]	Variation de la pollution atmosphérique (en %)	69,0642	108,96
<i>Variabes méthodologiques</i>			
MDP	Méthode dépenses de protection	7,87E-02	0,27
MCM	Méthode coût de la maladie	0,79	0,41
MEC	Méthode évaluation contingente	0,13	0,34
EXTRAP	Procédé extrapolation	0,19	0,40
COMPTA	Procédé comptabilisation	0,15	0,36
DR	Fonction dose-réponse	0,44	0,50
PxM	Prix marchand	0,64	0,48
PxF	Prix fictif	0,35	0,48
VSL	<i>Value of statistical life</i>	0,30	0,46
YOLL	<i>Years of lost life</i>	0,15	0,36
<i>Variabes contextuelles et environnementales</i>			
LOC	Local	0,76	0,43
RAPP	Étude publiée	0,48	0,50
DPUBLI	Date de publication (après 1996)	0,59	0,49
VIE	Vie	0,46	0,50
SANTE	Santé	0,89	0,32
CHR	Affection chronique	0,45	0,50
PART	Particules	0,55	0,50
POLL	Tous les polluants sauf particules	0,64	0,48

TABLEAU 1 (suite)

<i>Variables non retenues</i>			
QO	Question ouverte	3,29E-02	0,18
QF	Question fermée	2,19E-02	0,15
BID	Enchères	2,19E-02	0,15
CP	Carte de paiement	5,49E-02	0,23
AH	Admission hospitalière	0,43	0,50
AM	Automédication	9,89E-02	0,30
CS	Consultation médicale	0,36	0,48
ES	Exemption scolaire	9,89E-02	0,30
JAR	Jour d'activité réduite	0,42	0,50
M	Médicaments prescrits	5,49E-02	0,23
SYMP	Symptômes divers	0,13	0,34
TP	Temps perdu	2,20E-02	0,15
DECES	Décès	0,41	0,49
PR	Problèmes respiratoires	0,80	0,40
PCV	Problèmes cardiovasculaires	0,27	0,45
IRR	Irritations	0,18	0,38
MIGR	Migraine	0,13	0,34
O ₃	Ozone	0,25	0,43
SO ₂	Dioxyde de soufre	0,26	0,44
NO _x	Oxyde d'azote	0,20	0,40
CO	Monoxyde de carbone	4,40E-02	0,20
Pb	Plomb	4,40E-02	0,20

NOTE : † Variables quantitatives

La plupart des variables explicatives utilisées pour cette étude sont des variables dichotomiques égales à 1 si certaines caractéristiques sont présentes et à 0 si ce n'est pas le cas.

TABLEAU 2

ÉTUDES INTRODUITES DANS LA MÉTA-ANALYSE

Méthode du coût de la maladie (72 estimations)	Nom- bre	Méthode dépenses de protection (7 estimations)	Nom- bre	Méthode évaluation contingente (12 estimations)	Nom- bre
Harrison et Rubinfeld, 1978	1	Cropper, 1981	1	Shechter [†] , 1991	3
Liu, 1979	1	Gerking et Stanley, 1986	1	Shechter et Kim, 1991	1
Jensen Castaneda, 1981	1	Dickie et Gerking, 1991a	2	Farber et Rambaldi, 1993	1
Hall <i>et al.</i> , 1989	3	Dickie et Gerking, 1991b	2	Loehman <i>et al.</i> , 1994	2
Shechter [†] , 1991	1	Shechter [†] , 1991	1	Belhaj, 1996	2
Soudan, 1992	1			Halvorsen, 1996	1
Barron <i>et al.</i> , 1995	2			Rozan, 1998	2
Chestnut, 1995	2				
Deloraine <i>et al.</i> , 1995	8				
Ransom et Arden Pope, 1995	2				
Chanel <i>et al.</i> , 1996	7				
Dubourg, 1996	1				
Ecoplan, 1996	1				
Hall, 1996	2				
Krupnick <i>et al.</i> , 1996	3				
Lescure <i>et al.</i> , 1996	1				

TABLEAU 2 (suite)

Méthode du coût de la maladie (72 estimations)	Nom- bre	Méthode dépenses de protection (7 estimations)	Nom- bre	Méthode évaluation contingente (12 estimations)	Nom- bre
Pearce, 1996	11				
Pearce et Crowards, 1996	1				
Rabl, 1996	6				
Willinger et Masson, 1996	5				
Gynther et Otterstrom, 1998	2				
Ostro et Chestnut, 1998	1				
Jurado et Southgate, 1999	2				
Larson <i>et al.</i> , 1999	1				
Maddison, 1999	1				
Sommer <i>et al.</i> , 1999	3				
Léger, 2001	1				
Quah et Liam Boon, 2003	1				

NOTE : † une seule étude

TABLEAU 3

MODÈLE RÉDUIT (COEFFICIENTS DES VARIABLES EXPLICATIVES
DES ÉQUATIONS ET STATISTIQUES DE STUDENT ASSOCIÉES)

Variables	Modèle complet [†]	Modèle réduit [†]	Intervalles de confiance à 95 % du modèle réduit	
			Coefficients	Valeurs associées
Constante	-7,509	-6,257	[-9,460; -3,055]	[0,047;0,049]
PIB ^{††}	0,766 (4,072)*	0,717 (4,984)*	[0,391;1,043]	[1,48;2,84]
VPA ^{††}	0,565 (3,278)*	0,581 (3,598)*	[0,345; ,816]	[1,41;2,26]
MDP	2,380 (2,046)**	3,028 (3,256)*	[1,645;4,412]	[5,18;82,43]
MEC	0,740 (0,830)	1,723 (3,312)*	[0,639;2,807]	[1,89;16,56]
EXTRAP	-1,577 (-2,364)**	-1,593 (-3,462)*	[-2,676;- ,511]	[0,07;0,60]
COMPTA	0,449 (0,813)			
PxM	-0,951 (-1,788)***			
PxF	0,546 (1,149)	0,766 (1,671)***	[-0,074;1,606]	[0,93;4,98]
YOLL	-1,259 (-2,392)**	-1,145 (-2,636)*	[-2,167;-0,123]	[0,11;0,88]
LOC	0,139 (0,300)			
RAPP	0,111 (0,287)			
DPUBLI	-0,729 (-1,787)***	-0,838 (-2,479)*	[-2,676;-0,511]	[0,07;0,60]

TABLEAU 3 (suite)

Variables	Modèle complet [†]	Modèle réduit [†]	Intervalles de confiance à 95 % du modèle réduit	
			Coefficients	Valeurs associées
VIE	1,792 (4,163)*	1,530 (3,998)*	[0,751;2,309]	[2,12;10,06]
SANTE	0,593 (0,883)			
CHR	0,966 (2,533)**	1,024 (3,221)*	[0,384;1,665]	[1,47;5,28]
PART	0,302 (0,446)			
POLL	-1,001 (-1,451)	-1,334 (-3,393)*	[-2,086;- ,582]	[0,12;0,56]
R ² ajusté	59,4 %	59,7 %		
F	8,740 (<i>p-value</i> = 0,0001)	13,123 (<i>p-value</i> = 0,0001)		
N	91	91		

NOTE : † Statistiques de Student dérivées de la matrice de White entre parenthèses.

†† Les variables quantitatives sont exprimées en logarithmique dans les équations.

Variable significative au seuil de *1 %, **5 %, ***10 %

2. RÉALISATION DE LA MÉTA-ANALYSE

Il s'agit à présent de passer à l'étape formelle de la méta-analyse, c'est-à-dire à l'analyse économétrique de l'ensemble d'informations et de facteurs expliquant significativement les différences d'estimation pouvant apparaître d'une étude à l'autre.

2.1 Analyse

La plupart des résultats des méta-analyses peuvent être exprimés sous la forme d'une régression permettant d'estimer les relations existant entre la valeur de la variable à expliquer et celles de ses déterminants potentiels en recherchant les situations qui diffèrent significativement de la tendance générale (résidus). Le traitement économétrique consiste ici à régresser les estimations du coût individuel sur l'ensemble des variables retenues présentées dans le tableau 1. La technique utilisée – l'estimation par les moindres carrés ordinaires (MCO) – est une technique statistique standard.

Il existe un risque permanent d'hétéroscédasticité car les estimations sont issues de différents ensembles de données. Elles sont basées sur des échantillons construits, de tailles différentes, et la moyenne des consentements à payer est utilisée comme variable dépendante. Étant donné que les ensembles des données de modèles initiaux sont *a priori* distincts (taille, type de séries, de variables...), il est probable que les variances des coefficients estimés ou de la variable utilisée diffèrent, impliquant l'hétéroscédasticité des erreurs de la métarégression. En conséquence, l'estimateur des MCO reste sans biais mais n'a plus de propriété de variance minimale.

L'analyse économétrique utilise donc l'estimateur des moindres carrés ordinaires (MCO) et la méthode de correction des termes de la matrice de variance-covariance (White, 1980) qui devient robuste à toute forme d'hétéroscédasticité dans les résidus. Nous présentons deux modèles : le premier découle du traitement économétrique de l'échantillon complet avec l'ensemble des variables tandis que le second est obtenu par élimination successive des variables les moins significatives. La spécification log-log⁸ a servi de base à la sélection des modèles réduits car elle correspond au meilleur modèle d'un point de vue statistique.

Dans le modèle réduit (*cf.* tableau 3) les variables présentent un seuil de significativité de 1 % sauf PxF significative à seulement 10 %. L'ensemble des variables expliquent bien la variance totale car le coefficient de détermination est égal à 59,7 %. On notera que ni la variable RAPP, indiquant si l'étude est un travail publié ou non, ni la variable LOC, caractérisant l'échelle à laquelle est conduite l'évaluation, ne sont significatives dans aucune équation.

8. Le modèle log-log a été retenu parmi les trois formes fonctionnelles testées : linéaire, semi-logarithmique, log-log.

2.2 Interprétation

Pour l'interprétation des résultats, nous nous référons au modèle réduit où toutes les variables considérées sont statistiquement significatives⁹. Ainsi, on observe, ce qui est conforme à la théorie économique, l'existence d'une relation positive et significative entre les estimations d'une part et le revenu ou l'ampleur du changement environnemental considéré d'autre part. Le coefficient du revenu (PIB) s'interprétant comme l'élasticité au revenu est ici proche de 0,717. Ce coefficient suggère qu'une hausse de 10 % du revenu devrait entraîner une augmentation de 7,17 % du coût individuel. La somme qu'un individu est prêt à payer pour réduire les risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique est positivement liée au revenu. Son augmentation est toutefois moins que proportionnelle à l'augmentation du revenu. Sa valeur a fait l'objet de fréquents débats dans le cadre de l'application du transfert, entre ceux qui la fixent à un et ceux qui considèrent qu'elle est plus faible dans les pays à bas revenu que dans les pays industrialisés. La littérature sur l'élasticité-revenu du CAP pour réduire le risque des dommages sanitaires est peu importante. Toutefois, les données issues d'études nationales indiquent que l'élasticité-revenu du CAP tend à être positive, mais inférieure à un¹⁰. Loehman et De (1982)¹¹ estiment une élasticité-revenu entre 0,26 et 0,6 dans leur étude du CAP pour éviter des symptômes respiratoires associés à la pollution de l'air à Tampa, Floride. Jones-Lee, Hammerton et Philips (1985) trouvent une élasticité plus basse de 0,4. Biddle et Zarkin (1988) suggèrent une élasticité-revenu du CAP de 0,7 tandis que Viscusi et Evans (1990) trouvent une élasticité-revenu plus forte de 1,1. Une simple moyenne de ces études mène à une élasticité-revenu de 0,65. Il est important de noter la forte sensibilité des coûts

9. Afin d'éviter le « *dummy variable trap* » qui intervient quand toutes les variables dichotomiques sont incluses ce qui a pour conséquence que les coefficients ne peuvent être estimés, une variable dichotomique (*dummy*) par catégorie a été « exclue » de la régression. La catégorie par défaut est représentée par le terme constant du modèle et les variables dichotomiques sont utilisées pour mesurer les effets des autres catégories relativement à celles absentes. Ici les variables absentes de la régression sont MCM, DR, VSL.

Pour obtenir la semi-élasticité d'un régresseur sous forme de variable muette, un moyen a été proposé par Halvorsen et Palmquist (1980). Prendre l'exponentielle du coefficient de la variable muette, soustraire 1 et multiplier la différence par 100. Par exemple, la variable EXTRAP (extrapolation) va s'interpréter par rapport à la variable DR (dose-réponse). Le coefficient obtenu dans le modèle réduit est -1,593. Ainsi l'exponentielle de -1,593 est 0,20. En soustrayant 1, on obtient -0,8 et après multiplication par 100 on a -80 %, ce qui suggère que les évaluations obtenues par la méthode des coûts de la maladie lorsque l'on utilise le procédé d'extrapolation sont de 80 % inférieures à celles obtenues lorsque l'on utilise une fonction dose-réponse.

Pour les variables quantitatives VPA et PIB, le coefficient estimé mesure l'élasticité du coût individuel (VI) par rapport à cette variable.

Remarque : dans le tableau 3, les valeurs de l'intervalle de confiance à 95 % (dernière colonne) sont calculées selon le même principe, c'est-à-dire il s'agit de l'exponentielle des coefficients bornant l'intervalle de confiance.

10. Si l'élasticité-revenu se situe entre 0 et 1, il s'agit d'un bien normal. Si elle est supérieure à 1, il s'agit d'un bien de luxe. Ici, on peut donc considérer la santé comme un bien normal.

11. Études citées par Lvovsky *et al.* (2000).

sociaux de la maladie à la valeur de ce paramètre, notamment dans le cas d'un transfert de bénéfices. Utiliser une élasticité de 0,4 ou 1,1 peut générer une différence de l'ordre de 20.

De plus, une augmentation de la variation de la pollution atmosphérique (VPA) égale à 1 % accroît le coût de 0,58 %. La relation positive et significative confirme que les estimations sont sensibles à l'ampleur de la modification environnementale, mais à un taux décroissant. Le dommage marginal de la pollution diminue au fur et à mesure que le niveau de pollution diminue. Ce résultat est consistant avec la convexité de la fonction de dommage marginal.

En ce qui concerne les variables méthodologiques, les résultats indiquent que la méthode des dépenses de protection (MDP) produit les plus fortes évaluations. La méthode d'évaluation contingente (MEC), elle, semble fournir des estimations 5 à 6 fois supérieures à celles procurées par la méthode des coûts de la maladie (MCM) lorsque celle-ci utilise pour procédé de quantification le transfert ou l'extrapolation. Cela s'explique par le fait que la MDP reflète souvent des comportements qui intègrent plusieurs objectifs, sans que l'on puisse ensuite imputer un coût spécifique au dommage particulier considéré. En effet, d'un point de vue théorique, il est supposé que les dépenses de protection ne sont pas source d'utilité directe lorsqu'elles réduisent les risques de morbidité. Cela est contestable, car les biens de consommation concernés par ces dépenses ont différentes fonctions. L'intégralité des variations du surplus consécutives aux variations de dépense est alors associée à la pollution atmosphérique, produisant une forte évaluation des pertes subies. Il convient dès lors de s'interroger sur la fiabilité de son utilisation pour le domaine considéré. D'ailleurs, cette méthode est finalement peu utilisée depuis une quinzaine d'années.

Les évaluations émanant de la méthode du coût de la maladie (MCM) se révèlent très sensibles aux caractéristiques choisies. Pour ce qui est de la quantification des dommages, le procédé de comptabilisation apparaît déterminant pour les résultats. Répertorier les dommages de manière exhaustive (comptabilisation (COMPTA)) semble fournir des valeurs sensiblement similaires à celles obtenues en faisant appel aux fonctions dose-réponse (DR). Par contre, l'extrapolation (EXTRAP) de résultats à l'ensemble d'une population étudiée conduit à des valeurs 5 fois inférieures. Ensuite, l'utilisation d'un prix fictif (PxP) multiplie le coût par 2,15 par rapport à la simple utilisation d'un prix marchand (PxM) qui lui ne permet pas d'intégrer la dimension qualitative (gêne ou douleur). Ainsi, les coûts de morbidité évalués par application d'un prix dérivé des consentements à payer (CAP) seront nettement plus importants que ceux évalués par l'approche purement marchande. Il en est de même pour la mortalité, où l'approche du capital humain ne prend pas en compte la valeur que les individus attribuent à la vie. C'est pourquoi, il est reconnu que le coût marchand ne produit qu'une limite inférieure de la mesure correcte du CAP. Les quelques études empiriques (Alberini *et al.*, 2000) ayant directement interrogé les individus sur leur CAP ont montré que celui-ci est 1,6 à 4 fois plus grand que la somme des dépenses et de la perte

de production associés aux épisodes morbides du même ordre. Le coût de l'inconfort est donc relativement important. De plus, il faut noter que l'évaluation des effets sur la morbidité continue de poser des problèmes. Il est, par exemple, difficile de définir les états de santé et de les mesurer de manière à ce qu'ils correspondent aux notions dont les économistes ont besoin pour réaliser des analyses coûts-avantages.

Il apparaît logiquement que, toutes choses égales par ailleurs, la mortalité est associée à une évaluation plus grande que la morbidité. Cette forte différence peut s'expliquer en partie par la grande valeur associée à la vie comme on le voit avec la différence (rapport de 1 à 3) entre VSL (*value of statistical life*) et YOLL (*year of lost life*) ainsi que la faible évaluation de la morbidité soulignée par le rapport PxM / PxF . Selon les résultats, la valeur associée à l'usage d'une valeur de la vie humaine spécifiée pour la pollution atmosphérique est 3 fois inférieure à la valeur estimée en utilisant une VSL plus classique, c'est-à-dire calculée pour une population (généralement hommes actifs) et pour des circonstances (accidents du travail par exemple) inadéquates dans le cadre de l'évaluation de la mortalité liée à la pollution atmosphérique. Cela démontre bien la nécessité d'adopter une valeur d'évitement du décès spécifique au contexte de la pollution atmosphérique. D'ailleurs, Mrozek et Taylor (2002), suite à une méta-analyse, ont conclu qu'une évaluation correcte de la VSL serait équivalente au tiers de la valeur utilisée couramment par l'EPA. Cette forte valeur explique sans doute en partie l'importance des coûts liés à la mortalité puisque encore aujourd'hui le recours à une valorisation d'un décès spécifiquement estimée pour le domaine de la pollution atmosphérique n'est pas une pratique usuelle. Quelle que soit la méthode utilisée, la valeur d'évitement d'un décès dans les pays développés est comprise entre 0,8 et 8 millions de dollars (US\$ 96) tandis que la valeur corrigée de l'âge, du motif ou du contexte du décès, est comprise entre 0,04 et 1,17 million de dollars. L'acceptabilité sociale d'une perte de vie humaine varie beaucoup suivant le pays. La « valeur du mort » officielle (propension à payer pour épargner une vie) retenue par les États varie ainsi d'un facteur 1 à 10 dans l'Union européenne¹², ce qui n'est pas sans conséquences. En effet, plus des quatre cinquièmes des évaluations des dégâts sanitaires de la pollution atmosphérique sont liés à la mortalité. Cette évaluation est donc fortement sensible à la valeur choisie pour la vie épargnée.

Pour les coûts de la morbidité, la valeur la plus forte est celle liée à la valorisation des effets chroniques et sans doute plus particulièrement la valorisation des bronchites chroniques. Sommer *et al.* (1999), par exemple, trouvent une valeur 10 fois plus grande pour une bronchite chronique comparée à une bronchite aiguë. En effet, bien que les principaux coûts de traitements soient relativement bas pour une bronchite chronique, les considérables désagréments qu'elle induit mènent à un fort consentement à payer pour son évitement.

12. Les valeurs « officielles » de la vie humaine routière en 1994, en millions d'écus de 1994, variaient dans l'Union européenne d'un facteur 1 à 13 : de 1,64 pour la Suède à 0,13 pour la Grèce. *Source* : travaux de Bristow et Nellthorp effectués dans le cadre du projet EUNET cités par IFEN, 2004.

Concernant les polluants, on peut noter que les particules (PART) sont associées à un coût quatre fois supérieur aux autres polluants (POLL). Ceci peut refléter la dangerosité de ce polluant. De récentes études sur les effets de l'exposition chronique à la pollution de l'air ont identifié les particules comme le principal responsable de la diminution de l'espérance de vie induite par l'air pollué. Mais cela peut également provenir d'une meilleure prise en compte de ce polluant, considéré comme un indicateur important des risques sanitaires de la pollution de l'air (Quah et Boon, 2003) et par conséquent faisant l'objet d'une étude plus détaillée.

Si l'année 1996 (DPUBLI) ne peut être considérée comme une année « charnière », il faut tout de même noter que sur les 38 études retenues dans la méta-analyse, 12 ont été publiées cette année-là. Il est probable qu'une connaissance plus fine des effets de la pollution atmosphérique sur la santé¹³ a permis d'affiner les estimations obtenues. De même le fort développement de l'application de ce type d'évaluation aux pays à PIB plus faible¹⁴ (Pearce, 1996), le quasi-abandon de la méthode des dépenses de protection et une réflexion plus poussée sur les valeurs que l'on doit attribuer à la vie humaine sont autant de facteurs permettant d'expliquer une meilleure prise en compte des coûts sanitaires induits par la pollution de l'air. Tout ceci peut expliquer que les estimations d'après 1996 soient plus de la moitié inférieures (0,43) à celles obtenues les années précédentes.

3. INTÉRÊT ET LIMITES DE LA MÉTA-ANALYSE

3.1 *Intérêt de la méthode et difficultés d'application*

Conformément à la théorie économique, l'application de la méta-analyse montre le rôle déterminant de certains biais et de certains choix méthodologiques sur les résultats de l'évaluation. Cela doit donc rendre prudent vis-à-vis des évaluations monétaires et de leur prise en compte dans la décision publique. Cela doit également inciter à réaliser davantage d'études avec un cadre mieux défini. Cependant, la méta-analyse présente un certain nombre de difficultés et de limites ainsi que des problèmes spécifiques à son application au domaine environnemental. La phase de collecte et d'analyse des études réalisées sur le sujet étudié pose problème pour diverses raisons, comme l'obligation d'adopter des unités de mesure homogènes de la valeur de la variable à expliquer et des valeurs de ses déterminants potentiels ou la difficulté à obtenir des indicateurs. C'est pourquoi une certaine standardisation des techniques utilisées et de la manière de restituer les résultats semble nécessaire, comme cela peut être le cas dans d'autres disciplines

13. Une des premières études importantes dans le domaine de l'évaluation sanitaire de la pollution atmosphérique est Pop, Thun, Namboodri, Dockery, Evans, Speizer et Heath (1995), « Particulate Air Pollution as a Predictor of Mortality in a Prospective Study of us Adults », *American Journal of Respiratory Critical Care Medicine*, 151 : 669-674.

14. Sur les 26 estimations conduites dans des pays ayant un PIB *per capita* inférieur à 15 000 \$ (US\$ 96), 19 ont été publiées en 1996 ou après.

(médecine, psychologie). Cinq catégories principales d'information semblent devoir figurer dans les publications pour que celles-ci puissent être intégrées dans une méta-analyse :

1. les références de l'étude;
2. le champ de l'étude et les caractéristiques de la population;
3. la description de l'enjeu environnemental qui fait l'objet d'une évaluation (dans le cas de la pollution de l'air, pourcentage de la réduction ou de l'augmentation estimée, concentrations présente et future du polluant étudié dans la zone géographique considérée);
4. la méthode de l'étude, y compris les techniques particulières pour obtenir les résultats;
5. les valeurs estimées avec les unités de mesures spécifiques et la date de l'estimation pour la variable expliquée.

La standardisation et la transparence des résultats en économie permettraient à tout lecteur d'apprécier par lui-même la validité de l'étude, faciliteraient la comparaison d'études différentes et résoudraient le problème d'information manquante. Certains pays s'efforcent de normaliser les procédures destinées à évaluer les valeurs économiques des dégâts causés à l'environnement. Ainsi, malgré des différences culturelles (« les Anglo-Saxons privilégient les méthodes directes alors que les Français préfèrent les méthodes indirectes pour la moindre dispersion des chiffres obtenus » (IFEN, 2004 : 115¹⁵)), on constate une tentative d'homogénéisation des pratiques d'évaluation au sein de l'Union européenne. Par exemple, l'étude IWW / Infrac¹⁶ (2000) destinée à l'UIC (Union internationale des chemins de fer) et l'Union européenne s'est appliquée à mettre en œuvre la même méthode d'évaluation pour les différents pays et à utiliser des consentements à payer moyens européens.

3.2 Utilisation de la méta-analyse pour le transfert de bénéfices

Les décideurs exigeant fréquemment des « résultats rapides »¹⁷, il est souvent difficile de procéder à des études directes. C'est pourquoi, on a alors recours au

15. Notons que l'on classe habituellement les méthodes d'évaluation en deux catégories. D'une part, les méthodes indirectes, souvent fondées sur l'observation des comportements et, d'autre part, la méthode directe, consistant à interroger les individus sur leurs préférences.

16. Infrac-Zurich IWW-Karlsruhe, 2000, *External Costs of Transport : Accident, Environmental and Congestion Costs of Transport in Western Europe*, pour le compte de UIC.

17. « La rationalité de telles attentes est sujette à caution : des sommes considérables sont consacrées à des aménagements et à des infrastructures, alors que les sommes dépensées pour étudier les incidences sanitaires et économiques de la pollution liée à ces aménagements sont infimes. », dans *Mesure et évaluation économique des effets de la pollution atmosphérique sur la santé*, Commission économique pour l'Europe, Organe exécutif de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, (2001), 7 p.

transfert d'avantages (ou transfert de bénéfices) qui consiste à transférer les estimations économiques provenant d'études antérieures portant sur des variations similaires de la mortalité et de la morbidité (aiguës ou chroniques). Deux méthodes principales peuvent être utilisées pour effectuer ce transfert de valeurs : le transfert de valeurs unitaires qui consiste à transposer des valeurs estimées d'un lieu à un autre et le transfert de fonctions de valeur. D'un point de vue théorique, cette dernière est plus séduisante que le simple transfert de valeurs unitaires, puisque davantage d'informations sont effectivement transférées (préférences, conditions environnementales, sanitaires, culturelles et institutionnelles). Le transfert de bénéfices se combine alors très bien avec la méta-analyse qui procure une bonne synthèse des résultats de la recherche et permet ainsi, au moyen de l'établissement d'une fonction de bénéfice, de reconstruire une estimation moins sensible aux caractéristiques méthodologiques. Cette possibilité, qui relève de l'utilisation *a posteriori* de la méta-analyse améliore donc la qualité des travaux de dépouillement des études d'évaluation en vue de l'obtention de valeurs unitaires ajustées¹⁸. Des exemples de transferts basés sur des méta-modèles sont proposés par Smith et Huang (1995) ou Rosenberg et Loomis (2000). Cette utilisation dérivée de la méta-analyse rencontre des difficultés dues à son introduction récente en économie de l'environnement et aux incertitudes la concernant comme la nécessité de spécifier la structure d'évaluation du problème considéré.

La création d'un inventaire de références des valorisations environnementales tel que la base de données EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*) facilitant l'échange d'informations nécessaire au transfert d'avantages (6 catégories principales d'information, dans plus de 30 domaines) est un pas intéressant en direction de la réalisation d'une base de données internationales, essentielle pour identifier les études appropriées pour le transfert de bénéfices. De plus, cette démarche permet, de par le dialogue entre chercheurs qu'elle autorise, (Navrud et Vagnes, 2000) d'identifier les domaines dans lesquels de nouvelles études sont nécessaires, mais aussi de développer des méthodologies appropriées pour rechercher, analyser et reporter les études d'évaluation. Il est évident par ailleurs que la nécessité d'un protocole commun d'évaluation (apte à renforcer la lisibilité et la comparabilité des estimations) et l'harmonisation des procédures d'évaluation bénéficieraient également au transfert de valeurs existantes.

CONCLUSION

Le besoin d'intégrer complètement les considérations environnementales dans la prise de décision publique est aujourd'hui largement accepté. Les dommages

18. Certains rejettent la légitimité du transfert pour des raisons d'ordre statistique : une mauvaise spécification de la fonction de transfert, une omission de variables significatives et une mesure incorrecte des variables exogènes peuvent conduire à des résultats peu robustes. Ready *et al.* (2004) montrent que le transfert de valeurs unitaires ou de fonction de valeur n'est pas valable statistiquement entre deux pays. De plus, 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, donnerait en fait de moins bons résultats que les deux méthodes de transfert de valeurs unitaires.

consécutifs aux émissions polluantes, définis économiquement comme des effets externes négatifs, sont une source de dysfonctionnement et de perte de bien-être pour la collectivité, que peut pallier l'intervention des pouvoirs publics. L'objectif d'une protection totale de la population étant irréaliste, il convient d'essayer de quantifier au mieux les risques et les coûts afin de permettre une gestion rationnelle de l'environnement. Il devient donc indispensable d'avoir recours à l'évaluation économique qui aide à définir les réponses techniques, sanitaires et législatives à apporter aux problèmes environnementaux. Les problèmes pratiques pour atteindre ce but sont énormes même si des progrès ont été faits ces dernières années. Malgré les nombreux biais potentiels inhérents aux méthodes d'évaluation, elles restent à notre avis indispensables pour intégrer l'environnement, tout au long du processus qui va de la prise de conscience d'un problème à la décision politique. Tout d'abord, parce que c'est une des meilleures garanties que l'environnement ne soit pas compté pour rien. Ensuite, parce que la diffusion dans le public des informations qu'elles produisent est une des conditions d'une décision démocratique. Comment est-il possible d'extraire de l'information des études environnementales précédentes pour résoudre ce problème?

Les montants des coûts reposent sur des hypothèses, des conventions de calcul et des simplifications qui peuvent avoir des conséquences importantes. Pour sélectionner la méthode la plus adaptée, il est essentiel de comprendre la nature économique des différentes situations que l'on peut observer. Pour ce faire, la méta-analyse semble être particulièrement recommandée afin de développer un consensus sur l'évaluation sous-jacente d'une estimation et en tant que méthode pour explorer les facteurs qui ont influencé la variation d'une évaluation au travers d'un ensemble d'études individuelles.

Le succès acquis par cette technique provient surtout du fait qu'elle répond à un besoin ressenti par de nombreux acteurs du processus de décision. La somme des connaissances sur lesquelles doivent se baser maintenant les décisions politiques croît sans cesse. Les décideurs ont de plus en plus besoin de données synthétiques qui intègrent efficacement l'ensemble des informations existantes pour assurer une base rationnelle à leurs décisions. La méta-analyse devient dès lors indispensable à quiconque souhaite intégrer efficacement dans sa pratique les résultats de la recherche empirique¹⁹.

Celle que nous avons présenté ici, visait à identifier quelques facteurs de divergence entre les estimations du coût sanitaire induit par la pollution atmosphérique. Elle a permis de dégager quelques résultats généraux. Ainsi l'influence des facteurs méthodologiques est indéniable et indique l'existence de biais : en moyenne la méthode des dépenses de protection produit des valeurs supérieures à l'évaluation contingente. Les paramètres économiques que sont le revenu ou l'ampleur du

19. Le numéro du *Journal of Economic Surveys* de juillet 2005 (19(3) : 309-533) est entièrement consacré à la méta-analyse. Il s'intéresse notamment à l'utilisation de cette technique pour l'étude de problématiques d'ordre macroéconomique.

changement environnemental agissent également sur l'évaluation, conformément à la théorie économique. Les résultats des modèles proposant une comparaison quantitative présentent une forte variabilité selon les hypothèses, spécifications et récepteurs considérés, confirmant ainsi la nécessité d'effectuer une comparaison rigoureuse des méthodes et des estimations dérivées. En effet, les différences de pratiques ne sont jamais analysées ni explicitées, alors que leur impact sur l'évaluation produite est bien réel.

Les résultats illustrent quelques avantages de la méta-analyse sur la revue littéraire traditionnelle, spécialement pour établir un consensus sur les valeurs économiques fournies par les analyses coût-bénéfice. Au contraire de l'approche de la « meilleure étude » cette approche permet d'intégrer les résultats de la plupart des études d'évaluation disponibles. La méta-analyse apparaît donc plus comme une démarche de généralisation empirique complémentaire à la revue de littérature traditionnelle, que comme une alternative à cette approche.

ANNEXE

CORPUS EMPIRIQUE DE LA MÉTA-ANALYSE

Études retenues (38)

- BARRON, W. F., J. LIU, L. WONG, J. PETERS et A. HEDLEY (1995), « Costs and Benefits of Air Quality Improvement in Hong Kong », *Contemporary Economic Policy*, 13(4) : 105-117.
- BELHAJ, M. (1996), « The WTP to Reduce Air Pollution in Rabat-Salé: A Contingent Valuation Experiment », *Colloque Écologie-Société-Economie*, Université Saint-Quentin-en-Yvelines.
- CHANEL, O., G. GENIAUX, F. RYCHEN, C. DENIAU et B. GHATTAS (1996), *Évaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé, Application à l'Île de France*, GREQAM.
- CHESTNUT, L.G. (1995), *Human Health Benefits from Sulfate Reductions under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments*, Final Report EPA.
- CROPPER, M. L. (1981), « Measuring the Benefits from Reduced Morbidity », *American Economic Review*, 71(2) : 235-240.
- DELORAINE, A., C. LEQUETTE, D. ZMIROU, J. DECHENEAUX et F. BALDUCCI (1995), *Le coût médico-légal à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain : une étude dans la région Rhône-Alpes*, Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble.
- DICKIE, M. et S. GERKING (1991a), « Valuing Reduced Morbidity: A Household Production Approach », *Southern Economic Journal*, 57(3) : 690-702.
- DICKIE, M. et S. GERKING (1991b), « Willingness to Pay for Ozone Control: Inferences from the Demand for Medical Care », *Journal of Environmental Economics and Management*, 21(1) : 1-16.
- DUBOURG, W. R. (1996), « Estimating the Mortality Costs of Lead Emissions in England and Wales », *Energy Policy*, 24(7) : 621-625.
- ECOPLAN (1996), *Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports*, Rapport – mandat set n° 272, Berne.
- FARBER, S. et A. RAMBALDI (1993), « Willingness to Pay for Air Quality: The Case of Outdoor Exercise », *Contemporary Issues*, 11(4) : 19-30.
- GERKING, S. et L.R. STANLEY (1986), « An Economic Analysis of Air Pollution and Health: The Case of St. Louis », *Review of Economics and Statistics*, Février, 68(1) : 115-121.
- GYNTHNER, L. et T. OTTERSTROM (1998), « Willingness to Pay for Better Air Quality Including Application to Fuel Conversion in Buses from Diesel to Natural Gas », Colloque TERA 98, FEEM, Milan, Italie.
- HALL, J., A.M WINER, M.T. KLEINMAN, F.W. LURMANN, V. BRAJER et S.D. COLOME (1989), *Economic Assessment of the Health Benefits from Improvements in Air Quality in the South Coast Air Basin*, Final Report to South Coast Air Quality Management District, contract n° 5685, California State University Fullerton Foundation.

- HALL, J. (1996), « Estimating Environmental Health Benefits: Implications for Social Decision Making », *International Journal of Social Economics*, 23(4/5/6) : 282-295
- HALVORSEN, B. (1996), « Ordering Effects in Contingent Valuation Surveys: Willingness to Pay for Reduced Health Damage from Air Pollution. », *Environmental and Resource Economics*, 8(4) : 485-499.
- HARRISON, D. et D.L. RUBINFELD (1978), « The Distribution of Benefits from Improvements in Urban Air Quality », *Journal of Environmental Economics and Management*, 5(4) : 313-332.
- JENSEN CASTANEDA, T. (1981), *La pollution par SO₂ dans la ville de Mexico en économie publique et gestion des activités non marchandes*, Thèse de doctorat en Sciences Economiques (sous la direction de R. Prud'homme), Université Paris IX.
- JURADO, J. et D. SOUTHGATE (1999), « Dealing with Air Pollution in Latin America: The Case of Quito, Ecuador », *Environment and Development Economics*, 4(3) : 375-387.
- KRUPNICK, A., K. HARRISON, E. NICKELL et M. TOMAN (1996), « The Value of Health Benefits from Ambient Air Quality Improvements in Central and Eastern Europe: An Exercise in Benefits Transfer », *Environmental and Resource Economics*, 7(4) : 307-332.
- LARSON, B., A. AVALIANI, A. GOLUB, S. ROSEN, D. SHAPOSHNIKOV, E. STRUKOVA, J.R. VINCENT et S.K. WOLFF (1999), « The Economics of Air Pollution Risks in Russia: A Case Study of Volgograd », *World Development*, 27(10) : 1 803-1 819.
- LEGER, P.T. (2001), *Willingness to Pay for Improvements in Air Quality*, HEC Montréal, Cahier de recherche n° IEA-01-02
- LESCURE, R., A. NOGIER et L. TOURJANSKY-CABART (1996), *Une évaluation économique de la pollution atmosphérique*, Ministère de l'Économie et des Finances, Direction de la Prévision.
- LIU, B.C. (1979), « The Costs of Air Quality Deterioration and Benefits of Air Pollution Control », *American Journal of Economics and Sociology*, 38(2) : 187-195.
- LOEHMAN, E.T., S. PARKS et D. BOLDT (1994), « Willingness to Pay for Gains and Losses in Visibility and Health », *Land Economics*, 70(4) : 478-498.
- MADDISON, D. (1999), *Valuing Changes in Life Expectancy in England and Wales Caused by Ambient Concentrations of Particulate Matter*, CSERGE, Working Paper GEC-1998-06.
- OSTRO, B. et L. CHESTNUT (1998), « Assessing the Health Benefits of Reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States », *Environmental Research*, 76(2) : 94-106.
- PEARCE, D. et T. CROWARDS (1996), « Particulate Matter and Human Health in the United Kingdom », *Energy Policy*, 24(7) : 609-619.

- PEARCE, D. (1996), « Economic Valuation and Health Damage from Air Pollution in Developing World », *Energy Policy*, 24(7) : 627-630.
- QUAH, E. et T. BOON (2003), « The Economic Cost of Particulate Air Pollution on Health in Singapore », *Journal of Asian Economics*, 14(1) : 73-90.
- RABL, A. (1996), *Les bénéfices d'une réduction de la pollution de l'air en Île-de-France : la contribution de la morbidité et de la mortalité*, Centre d'Energétique, ARMINES, Paris.
- RANSOM, M.R. et C.III. ARDEN POPE (1995), « External Health Costs of a Steel Mill », *Contemporary Economic Policy*, 13(2) : 86-97.
- ROZAN, A. (1998), « Une évaluation économique des bénéfices de morbidité bénigne induits par une amélioration de la qualité de l'air », Journées de l'AFSE, Toulouse.
- SHECHTER, M. et M. KIM (1991), « Valuation of Pollution Abatement Benefits: Direct and Indirect Measurement », *Journal of Urban Economics*, 30(2) : 133-151.
- SHECHTER, M. (1991), « A Comparative Study of Environmental Amenity Valuations », *Environmental and Resource Economics*, 1(2) : 129-155.
- SOMMER, H., R. SEETHALER, O. CHANEL, M. HERRY, S. MASSON et J-C. VERGNAUD (1999), *Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution*, Technical Report on Economy prepared for the WHO Ministerial Conference on Environment and Health, London.
- SOUDAN, S. (1992), *Le coût médical et social de la pollution atmosphérique au sein de l'agglomération grenobloise*, Thèse de médecine, Grenoble.
- WILLINGER, M. et S. MASSON (1996), *Évaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile de France*, Dossier documentaire les Mercredis de l'ADEME, ADEME-BETA.

Études rejetées (30) selon critères de rejet

Pas d'estimation économique

- CROPPER, M.L., N.B. SIMON, A. ALBERINI, S. et ARORA P.K SHARMA (1997), « The Health Benefits of Air Pollution Control in Delhi », *American Journal of Agricultural Economics*, 79(5) : 1625-1629.
- JOHANSSON, C., A. HADENIUS, P.A. JOHANSSON, T. et JONSON T. (1999), *SHAPE-The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences Part I: NO2 and Particulate Matter in Stockholm-Concentration and Exposure*, Stockholm Environment and Health Protection Administration, Air Quality and Noise analysis, AQMA Report 6 :98.
- KÜNZLI, N., R. KAISER, S. MEDINA, M. STUDNICKA, O. CHANEL, P. FILLIGER, M. HERRY, F. HORAK, V. PUYBONNIEUX-TEXIER, P. QUENEL, J. SCHNEIDER, R. SEETHALER, J.C. VERGNAUD et H. SOMMER (2000), « Public-Health Impact of Outdoor and Traffic-related Air Pollution: A European Assessment », *The Lancet*, 356(9232) : 795-801.

Information manquante

- BRUCATO, P. F., J.C. MURDOCH et M.A. THAYER (1990), « Urban Air Quality Improvements: A Comparison of Aggregate Health and Welfare Benefits to Hedonic Price Differentials », *Journal of Environmental Management*, 30(3) : 265-279.
- DEPARTMENT OF HEALTH UK (1999), « Economic Appraisal of the Health Effects of Air Pollution », The Stationery Office.
- HYLAND, A. et J. STRAND (1983), *Valuing Improvements in Air Quality in the Greenland Region: A Contingent Valuation Study*, Department of Economics, University of Oslo, Norway.
- STRAND, J. (1985), *The Value of a Catalytic Converter Requirement for Norwegian Automobiles: A Contingent Valuation Study*, University of Oslo, Department of Economics.

Problème d'estimation

- 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 et A. KRUPNICK (2000), « Cost-of-Illness and Willingness-to-Pay Estimates of the Benefits of Improved Air Quality: Evidence of Taiwan », *Land Economics*, 76(1) : 37-53.
- AUSTIN, D., A. KRUPNICK, D. BURTRAW et T. STOESELL (1998), *The Benefits of Air Pollutant Reductions in Maryland: Results from the Maryland Externalities Screening and Valuation Model*, RFF Discussion paper 99-05.
- BOWLAND, J.B. et J.C. BEGHIN (1998), « Robust Estimates of Values of a Statistical Life or Developing Economies. An Application to Pollution and Mortality in Santiago », CARD Working Paper, no 99 WP 214, décembre.
- BROOKSHIRE, D., M. THAYER, W. SCHULZE et R. D'ARGE (1982), « Valuing Public Goods: A Comparison of Survey and Hedonic Approaches », *American Economic Review*, 72(1) : 165-177.
- BERGER, M.C., G.C. BLOMQUIST, D. KENKEL et G.S. TOLLEY (1987), « Valuing Changes in Health Risks: A Comparison of Alternatives Measures », *Southern Economic Journal*, 53(4) : 967-984.
- DESVOUGES, W.H., F.R. JOHNSON, M.C. RUBY et A.R. GABLE (1997), *Valuing Stated Preference for Health Benefits of Improved Air Quality: Results of Pilot Study*, Triangle Economic Research, W.P. T-9702.
- EPA (1996), *The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1970 to 1990*, Final Report to Congress, EPA 410-R-97-002.
- EUROPEAN COMMISSION (1998), *Economic Evaluation of Air Quality Targets for Tropospheric Ozone. Final Report, Part A: Methodology and Databases, Part B: Emission Control Scenarios, Part C Economic Benefit Assessment*. Final Report, 3 reports DGXII.

- EUROPEAN COMMISSION DG ENVIRONMENT (1999), *Economic Evaluation of a Directive on National Emission Ceilings for Certain Atmosphere Pollutants, Part A: Cost-effectiveness Analysis, Part B: Benefit Analysis*, IIASA, Laxenburg (Austria), AEA Technology – Culham, UK).
- GLOMSROD, S. (1990), « Some Macroeconomic Consequences of Emissions to Air », dans J. FENHANN *et al.* (éds), *Environmental Models: Emissions and Consequences-Rio International Conference 22-25 May 1989*, Elsevier, p. 83-91.
- GLOMSROD, S., O. GODAL, J. HENRIKSEN, S.E. HAAGENRUD et T. SKANCKE (1996), *Air Pollution – Impacts and Values. Corrosion Costs of Building Materials and Cars in Norway*, Norwegian Pollution Authority, Report 96 : 03.
- JOHANSSON, P.O. et B. KRISTRÖM (1988), « Measuring Values for Improved Air Quality from Discrete Response Data: Two Experiments », *Journal of Agricultural Economics*, 39 : 439-445.
- LEKSELL, I. (2000), *Health Costs of Particle Emissions-economic Valuation of Increased Mortality Due to Exhaust Emissions of Fine Particles*, Chalmers University of Technology, Göteborg University, Sweden.
- MCCLELLAND, G., W. SCHULZE, D. WALDMAN, D. SCHENK, J. IRWIN, T. STEWART, L. DECK. et M. THAYER (1993), *Innovative Approaches for Valuing Perceived Environmental Quality. Valuing Eastern Visibility: A Test of the Contingent Valuation Method*, Rapport USEPA Cooperative Agreement #CR-815183, University of Colorado.
- MENDELSON, R. (1980), « An Economic Analysis of Air Pollution from Coal-fired Power Plants », *Journal of Environmental Economics and Management*, 7 : 30-43.
- NAVRUD, S., (1998), Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe, New Empirical Evidence on Morbidity, Colloque TERA 98, FEEM, Milan.
- OLSTHOORN, X., M. AMANN, A. BARTONOVA, J. CLENCH-AAS, J. COFALA, K. DORLAND, C. GUERRREIRO, J.F. HENRIKSEN, H. JANSEN et S. LARSEN (1999), « Cost Benefit Analysis of European Air Quality Targets for Sulphur Dioxide, Nitrogen Dioxide and Fine and Suspended Particulate Matter in Cities », *Environmental and Resource Economics*, 14(3) :333-351.
- PERL, L. et F. DUNBAR (1982), « Modelling and Measuring the Costs and Benefits of Government Constraints », *American Economic Review*, mai, 72(2) : 208-213.
- PRUD'HOMME, R. (1997), *On Transport-related Externalities*, Observatoire de l'économie et des institutions locales, Université Paris XII, Créteil, WP 97-15.
- ROWLATT, P., M. SPACKMAN, S. JONES, M. JONES-LEE et G. LOOMES (1998), *Valuation of Deaths from Air Pollution*, Report for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Department of Trade and Industry.
- 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.
- ZABEL, J.E. et K.A. KIEL (2000), « Estimating the Demand for Air Quality in Four U.S. Cities », *Land Economics*, 76(2) : 174-194.

BIBLIOGRAPHIE

- BIDDLE, J. et G. ZARKIN (1988), « Worker Preferences and Market Compensation for Job Risk », *Review of Economic Statistics*, 70(4) : 660-666.
- BROUWER, R. (2000), « Environmental Value Transfer: State of the Art and Future Prospects », *Ecological Economics*, 32(1) : 137-152.
- DELUCCHI M., J. MURPHY et R. McCUBBIN (2001), « The Health and Visibility Cost of Air Pollution: A Comparison of Estimation Methods », *Journal of Environmental Management*, 64(2) : 139-152.
- DZIEGIELEWSKA, D.A.P. et R. MENDELSON (2005), « Valuing Air Quality in Poland », *Environmental and Resource Economics*, 30(2) : 131-163.
- FLORAX, R.G.J.M. (2002), « Accounting for Dependence among Study Results in Meta-analysis: Methodology and Application to the Valuation and Use of Natural Resources », Research Memorandum 2002-5, University of Amsterdam, février.
- GLASS, G.V. (1976), « Primary, Secondary, and Meta-analysis of Research », *Educational Researcher*, 5 : 3-8.
- GLASS, G.V., B. MCGAW et M. SMITH (1981), *Meta-analysis in Social Research*, Sage Publications, Beverly Hills-London.
- HALVORSEN, R. et R. PALMQUIST, (1980), « The Interpretation of Dummy Variables in Semilogarithmic Equations », *American Economic Review*, 70(3) : 474-475.
- IFEN (2004), *Les coûts environnementaux de l'automobile*, Notes de méthode n° 14.
- JOHNSON, F., E. FRIES et H. BANZHAF (1997), « Valuing Morbidity: An Integration of the Willing-to-pay and Health Status Index Literature », *Journal of Health Economics*, 16(97) : 641-645.
- JONES-LEE, M.W., M. HAMMERTON et P.R. PHILIPS (1985), « The Value of Safety: Results of a National Sample Survey », *The Economic Journal*, 95 : 49-72.
- KRUPNICK, A. (2002), « The Value of Reducing Risks of Death: A Policy Perspective », *Journal of Policy Analysis and Management*, 21(2) : 277-282.
- KRUPNICK, A., A. ALBERINI, M. CROPPER et N. SIMON (1999), *Mortality Risk Valuation for Environmental Policy*, RFF Discussion Paper 99-47, August.
- LOEHMAN, E. et V.H. DE (1982), « Application of Stochastic Choice Modeling to Policy Analysis of Public Good: A Case Study of Air Quality Improvements », *Review of Economics and Statistics*, 64(3) : 474-480.
- LVOVSKY, K., G. HUGHES, D. MADDISON, B. OSTRO et D. PEARCE (2000), *Environmental Costs of Fossil Fuels – A Rapid Assessment Method with Application to Six Cities*, The World Bank Environment Department, October, Pollution Management Series, paper n° 78.
- MANIÈRE, D. (1999), *Méta-analyse des coûts sociaux de la pollution atmosphérique*, Thèse de doctorat en sciences économiques, Université Paris X – Nanterre.
- MROZEK, J.R. et L. TAYLOR (2002), « What Determine the Value of Life? A Meta-analysis », *Journal of Policy Analysis and Management*, 21(2) : 253-270.

- NAVRUD, S. et M. VAGNES (2000), *Assessment of Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI) and the Expansion of its Coverage to the EU*, Report to the European Commission, DGXI.
- NAVRUD, S. (2005), *Les coûts de l'inaction face aux incidences de la pollution sur la santé humaine*, Session spéciale à haut niveau de l'EPOC sur les coûts de l'inaction, document de référence préparé pour la Commission européenne, 30 p.
- NELSON, J. (1980), « Airports and Property Values », *Journal of Transport Economy and Policy*, 14 : 37-52.
- NICOLAS, J.-P., F. DUPREZ, S. DURAND, F. POISSON, P.L. AUBERT, M. CHIRON, Y. CROZET et J. LAMBERT (2002), *Dix ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique*, 2 tomes, CERTU, INRETS, Laboratoire d'Économie des Transports.
- RABL A. (2002), « Interpretation of Air Pollution Mortality: Number of Deaths or Years of Life Lost? », *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53(1) : 41-50.
- READY, R.C., S. NAVRUD, B. DAY, R. DUBOURG, F. MACHADO, S. MOURATO, F. SPANNINKS et M.X.V. RODRIQUEZ (2004), « Benefit Transfer in Europe. How Reliable Are Transfers Between Countries? », *Environmental and Resources Economics*, 29(1) : 67-82.
- ROSENBERG R.S. et J.B. LOOMIS (2000), « Using Meta-analysis for Benefit Transfer: In-sample Convergent Validity Tests of an Outdoor Recreation Database », *Water Resource Research*, 36(4) : 1 097-1 107.
- ROZAN, A. et A. STENGER (2000), « Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices », *Economie et Prévision*, 336(2-3) : 69-78.
- SMITH, V.K., et HUANG J.C. (1995), « Can Markets Value Air Quality? A Meta-Analysis of Hedonic Property Value », *Journal of Political Economy*, 103(1) : 209-227.
- SMITH, K. et S. PATTANAYAK (2002), « Is Meta-Analysis a Noah's Ark for Non-Market Valuation? », *Environmental and Resource Economics*, 22 : 271-296.
- STANLEY, T.D. et JARRELL S.B. (2005), « Meta-regression Analysis: A Quantitative Methods of Literature Surveys », *Journal of Economic Surveys*, 19(3) : 299-308.
- VAN DEN BERGH, J.C., K.J. BUTTON, P. NIJKAMP et G.C. PEPING (1997), *Meta-Analysis in Environmental Economics*, Dordrecht, The Netherlands : Kluwer Academic Publishers.
- VISCUSI, W.K. et W. EVANS (1990), « Utility Functions That Depend on Health Status: Estimates and Economic Implications », *American Economic Review*, 80(3) : 353-374.
- WHITE, H., (1980), « A Heteroscedasticity-consistent Covariance Matrix Estimator and a Direct Test for Heteroscedasticity », *Econometrica*, 48 : 817-838.