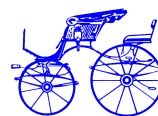


10 ANS DE MONETARISATION
DES EFFETS LOCAUX DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE
*Tome 2 : 21 études représentatives de la recherche scientifique dans
les années 1990*

Jean-Pierre NICOLAS, Fabien DUPREZ, Sandrine DURAND, Fabrice POISSON

Pierre-Louis AUBERT, Mireille CHIRON, Yves CROZET, Jacques LAMBERT

Avril 2002



Laboratoire d'Économie des Transports

10 ANS DE MONETARISATION
DES EFFETS LOCAUX DE LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE
*Tome 2 : 21 études représentatives de la recherche scientifique dans
les années 1990*

Coordination

Jean-Pierre NICOLAS
LET, ENTPE, Rue Maurice Audin, 69 518 Vaulx-en-Velin Cedex
tel : 04 72 04 77 42
fax : 04 72 04 70 92
e-mail : nicolas@entpe.fr

Composition de l'équipe

Pierre-Louis AUBERT, Doctorant au LET, Economiste à la RATP
Mireille CHIRON, Médecin, Chargée de recherche à l'Inrets-UMRETTE
Yves CROZET, Professeur d'économie, Directeur du LET
Fabien DUPREZ, Chargé d'étude au CERTU
Sandrine DURAND, Economiste, attachée de recherche au LET
Jacques LAMBERT, Economiste de l'environnement, Directeur de recherche à l'Inrets-LTE
Jean-Pierre NICOLAS, Economiste, Chargé de Recherche CNRS au LET
Fabrice POISSON, Economiste, Doctorant à l'Inrets-LTE

Avril 2002

Recherche conjointe CERTU, INRETS / LTE et UMRETTE, LET

Financée par la Direction de la Recherche et des Affaires Scientifiques et Techniques
du Ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement et du Tourisme

Dans le cadre du Programme de Recherche, de Développement et d'Innovation dans
les Transports Terrestres (PREDIT) 1996-2001

Sommaire

Introduction Générale.....	3
Valuing health effects of air pollution in developing countries: the case of Taiwan (Alberini, Cropper et al., 1997)	11
Estimating stated preferences with rated-pair data: environmental, health, and employment effects of energy programs (Reed Johnson, Desvougues, 1997).....	17
Valuing health impacts from air pollution in Europe: new empirical evidence on morbidity (Navrud, 1998)	21
Le coût médico-légal à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain : une étude dans la région Rhône-Alpes (Deloraine et al., 1995)	27
An ex post Cost-Benefit Analysis of the Nitrogen Dioxide Air pollution Control program in Tokyo (Voorhes et al., 2000).....	37
Air pollution and sick-leaves (Hansen, Selte, 2000).....	45
Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the USA (Ostro, Chesnut, 1998).....	53
Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé – application à l’Ile de France (Chanel et al., 1996).....	59
Evaluation contingente des bénéfices de santé d’une amélioration de la qualité de l’air : l’exemple de la région strasbourgeoise (Rozan, 2000)	69
Health Costs due to road traffic-related Air Pollution (Chanel et al., 1999)	77

Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports (Ecoplan, 1996)	85
The value of statistical life : a comparison of two approaches (Lannoie, Latour, 1995).....	95
Coûts sociaux du trafic urbain - Une évaluation monétaire pour la ville de Neuchâtel (Jeanrenaud et al., 1993).....	103
Valuing damage to historic buildings using a contingent market: a case study of road traffic externalities (Grosclaude, Soguel, 1994).....	109
The benefits of reduced damage to buildings from abatement of sulphur dioxide emissions (Apsimon et al., 1996).....	113
Estimates of damage to forests in Europe due to emissions of acidifying pollutants (Gregory et al., 1996)	121
Valuing Eastern visibility: a field test of the contingent valuation (McClelland, Schulze et al., 1993).....	127
An estimation of the economic value of an air quality improvement program in Santiago de Chile (Figueroa et al., 1996).....	135
Stated choice valuation of urban traffic air pollution and noise (Sælensminde, 1999).....	141
Ordering effects in contingent valuation surveys - Willingness to pay for reduced health damage from air pollution (Halvorsen, 1996).....	147
Les estimations du coût de la pollution atmosphérique (Manière, 2000) ..	151

INTRODUCTION GENERALE

Le premier tome de ce travail a été l'occasion de faire le point sur les méthodes existantes pour évaluer le coût économique de la pollution atmosphérique (Cf. notamment le chapitre 2).

Cependant, selon nous, l'idée de l'existence, dans l'absolu, d'un coût de la pollution atmosphérique ne va pas de soi. Sans même considérer la forte contingence du lieu des évaluations (avec des pollutions, un nombre de personnes concernées, des niveaux de revenus et des cultures différents), chaque résultat reste susceptible d'être discuté. Chaque méthode propose un éclairage particulier des effets ressentis de cette pollution, fournissant parfois des images complémentaires mais aussi des résultats concurrents, non forcément convergents.

Lorsque la puissance publique, pour jouer son rôle régulateur, veut se doter d'une évaluation de ces coûts, elle doit dès lors mettre en place une procédure de construction collective des chiffres dont elle a besoin : les divers résultats des recherches en la matière sont à intégrer, mais, surtout, il faut permettre aux acteurs concernés de s'exprimer afin qu'un résultat négocié puisse émerger (le chapitre 3 du tome précédent a été l'occasion de présenter la manière dont ces procédures peuvent fonctionner à travers les exemples fournis par les divers pays européens, notamment la France, la Suède et la Suisse).

Ceci étant dit, le travail d'évaluation des chercheurs et des économistes, en amont, garde toute son importance pour guider la construction de valeurs « tutélaires ». Et, dans cette optique, la réflexion sur la pertinence des différentes méthodes en fonction des objectifs de l'évaluation est primordiale. Pour illustrer les pratiques en la matière, nous avons choisi de présenter dans ce second tome une série de 21 synthèses d'études représentatives des recherches menées de 1991 à 2001. Nous renvoyons le lecteur au tome 1 pour une présentation détaillée des méthodes. Rappelons simplement que 5 ou 6 familles de méthodes se trouvent plus particulièrement sollicitées pour évaluer les coûts de la pollution atmosphérique.

Tout d'abord, l'approche économique tend à privilégier les valorisations qui reposent sur l'estimation des courbes d'utilité collective. Dans les faits, la détermination de ces courbes peut se faire de deux manières différentes :

- soit en tentant de retrouver des marchés existants sur lesquels, d'une façon ou d'une autre, ces préférences se trouvent reflétées ;
- soit en créant de toute pièce un marché fictif sur lequel on va demander aux agents de se positionner, comme si il existait réellement.

La première famille des évaluations à partir de marchés de substitution recouvre plusieurs méthodes, qui apparaissent peu utilisées en matière de pollution de l'air. La méthode **des prix hédonistes** repose sur l'idée que, toutes autres choses égales par ailleurs, la valeur d'un bien immobilier varie suivant le niveau de bruit ou de pollution. Régulièrement utilisée jusque dans les années 80, elle n'a plus guère cours aujourd'hui pour évaluer les coûts de la pollution de l'air – on trouvera malgré tout un exemple d'utilisation de cette méthode dans ce tome.

Par ailleurs, les valorisations par les **dépenses de protection** des individus ou par le **coût du voyage** n'apparaissent pas pertinentes.

La seconde famille de méthodes concernant les **marchés fictifs, ou contingents**, conduit à la mise en place de protocoles extrêmement rigoureux permettant d'enregistrer et de valoriser les réactions des personnes enquêtées lorsqu'on simule avec elles des variations dans la qualité ou les quantités de biens non marchands comme l'élévation du niveau de bruit, l'évolution de la qualité de l'air ou la modification de temps de déplacements. Ce sont ces méthodes qui ont connu le plus d'expansion au cours des dernières années, et nous en avons sélectionnées plusieurs, appliquées à des dommages très différents (santé publique, dommages aux bâtiments, visibilité, etc.), qui font référence en apportant des résultats méthodologiques importants.

Par ailleurs, plutôt que de mettre directement en évidence les préférences des individus pour les traduire monétairement sur des marchés connexes ou fictifs, de nombreux travaux s'attachent à retrouver dans un premier temps l'ensemble des dommages causés par la dégradation du bien environnemental considéré. On privilégie ainsi, au moins dans un premier temps, une logique d'expertise scientifique qui peut faire ressortir des points que des individus directement interrogés n'auraient pas pris en compte, faute de connaissance. La mesure du coût des impacts recensés peut ensuite se faire de différentes manières :

- En revenant sur l'approche précédente, d'estimation des courbes d'utilité des individus sur un marché, existant ou simulé, pour évaluer monétairement tout ou partie des impacts mis en évidence.
- En calculant les pertes de richesse liées à ces dommages : perte de production agricole liée à l'ozone, pertes de richesse produite du fait des jours d'absence liés à la maladie. On parle souvent de d'évaluation des **pertes de production**, appliquée essentiellement à la valorisation des pertes agricoles. Cette logique a également conduit à la méthode dite du « **capital humain** » consistant à évaluer puis actualiser la perte de production induite par la maladie ou les décès et permettant de déterminer, à défaut d'une valeur de la vie humaine, la somme que la puissance publique est prête à investir pour éviter un mort supplémentaire. Servant encore de référence au début des années 90 pour évaluer les coûts des décès, cette méthode a été de moins en moins utilisée, au profit des évaluations contingentes. Quelques études ont cependant continué à faire appel à cette méthode durant la décennie.
- On peut également estimer les **coûts de réparation des dommages**. Par exemple, dans cette logique, l'incidence de la pollution atmosphérique sur les maladies cardiaques et respiratoires peut être mesurée à partir des frais d'hospitalisation et de médicalisation qu'elle entraîne. Cette méthode apparaît complémentaire de la précédente : par exemple une hospitalisation se traduit tout à la fois par un absentéisme et une perte de production en plus des coûts médicaux. On les trouve ainsi le plus souvent associées dans les évaluations des impacts sur la santé.
- Enfin on a pu, faute de mieux, assimiler le coût des dommages à l'estimation du coût des mesures permettant de les éviter. Cette méthode, dite du **coût d'évitement**, indispensable pour évaluer l'intérêt d'une mesure, ne peut cependant pas être retenue comme pertinente pour évaluer les coûts des dommages.

Toutes ces méthodes ne sont pas utilisées de la même manière et avec la même intensité par les chercheurs qui tentent d'évaluer les coûts de la pollution atmosphérique. Le recours à l'évaluation contingente est de plus en plus fréquent aujourd'hui ; le passage à une estimation préalable des dommages, quantifiés et objectivés à travers des courbes dose-réponse sont également extrêmement courants, passant ensuite par une valorisation monétaire sur la base des pertes de production, des coûts de réparation des dommages et/ou d'évaluations contingentes.

Par ailleurs, pour se rendre compte de l'intérêt d'une méthode par rapport à un objectif d'évaluation donné, 3 distinctions apparaissent déterminantes :

- Le **type de dommage** que l'on veut évaluer tout d'abord (santé publique, bâtiments et

matériaux, faune et flore, etc.), ainsi que leur localisation dans la chaîne des causalités (effets directs, comme la maladie, et effets indirects, comme l'absentéisme au travail qui en découle). Les types de dommages et leur ordonnancement permet de bien repérer ce qui est pris en compte et de s'appuyer sur des méthodes d'investigation, de mesure et d'analyse, autres qu'économiques, notamment dans le cadre d'une approche de type « fonction des dommages ».

- La **nature individuelle ou collective de la prise en charge des coûts** est quant à elle primordiale à établir pour éviter d'oublier certains coûts que la méthode utilisée ne prendrait pas en compte. Par exemple, les méthodes reposant sur l'expression des préférences individuelles (dépenses de protection, prix hédoniste, évaluations contingentes) ne permettront de mesurer que les coûts ressentis par les individus. Ceux qui sont pris en charge par la collectivité, comme les dépenses médicales remboursées par la sécurité sociale, devront passer par d'autres méthodes, et notamment par l'estimation du coût de réparation des dommages.
- Le **type de valeur** que l'on veut mesurer, d'usage ou d'existence, du bien qui se trouve dégradé. Cette distinction est importante car elle permet de comprendre l'intérêt des évaluations contingentes qui, seules, permettent d'envisager les valeurs de non-usages parfois importantes dans le cas des biens environnementaux et souvent difficile à prendre en compte dans les problèmes de santé publique, comme l'inconfort, la douleur, l'isolement social ou le décès provoqués par les maladies.

Dorothee Manière propose ainsi une grille de classement des méthodes d'évaluation en fonction du type de dommage et de la nature de la prise en charge, qui est reproduite ci-dessous.

Tableau 1 : Méthodes habituellement utilisées selon le récepteur et les composantes considérées

	<i>Coût externe individuel</i>		<i>Coût externe collectif ou sociétal</i>	
	Direct	Indirect	Direct	Indirect
Morbidité	MFD	MFD (pertes de salaires)	MFD	MFD
	MDP, MEC, MPH (valeur globale)			
Mortalité	MFD (frais d'obsèques)		MFD	MFD
	MEC, MPH (valeur globale)			
Visibilité		MEC, MPH		
		MFD*, MSP* (manque à gagner pour certains sites <i>privés</i> où la visibilité est importante)		MFD* MSP* (manque à gagner pour certains sites <i>publics</i> où la visibilité est importante ; ex la Tour Eiffel)
Bien-Etre	MEC			
Matériaux	MFD		MFD	
	MEC, MPH (valeur globale)			
		MFD*, MSP* (manque à gagner pour certains sites <i>privés</i> moins attractifs du fait de leur état)		MFD* MSP* (manque à gagner pour certains sites <i>publics</i> moins attractifs du fait de leur état)
Récolte	MSP			
Flore	MEC, MPH (valeur globale)		MFD*	

* aucune application n'a été identifiée pour cette catégorie

Manière, 1999

MEC : Méthode d'Evaluation Contingente

MDP : Méthode des Dépenses de Protection

MFD : Méthode de Fonction des Dommages (capital humain et coûts de réparation des dommages)

MPH : Méthode des Prix Hédonistes

MSP : Méthode du Surplus de Production

Les 21 études retenues dans ce rapport couvrent l'ensemble des méthodes qui ont été utilisées au cours de la dernière décennie pour évaluer les coûts des différents dommages entraînés par la pollution atmosphérique. Elles permettent aussi de se rendre compte de la manière dont les complémentarités entre méthodes peuvent être utilisées, comme elles mettent en évidence leurs espaces de recouvrement et de « concurrence ».

Le tableau ci-contre permet de situer le champ d'application des études retenues et permet de montrer qu'en matière de santé publique notamment, les méthodes sont souvent combinées.

TABLEAU 2 : BILAN ET CLASSIFICATION DES ETUDES RECUEILLIES

	<i>Dépenses de protection</i>	<i>Prix hédonistes</i>	<i>Evaluations contingentes</i>	<i>Réparation des dommages</i>	<i>Capital humain</i>	<i>Pertes de production</i>
Morbidité <i>Court terme</i>			Alberini al. 97 (O)			
			Reed al. 97 (O)			
			Navrud 98 (O)			
				Deloraine 95 (S/O)		
				Voorhees 00 (O)		
					Hansen al. 00 (O)	
Mortalité + Morbidité <i>Court terme</i>			Ostro al. 98 (S)			
				Chanel al. 96 (S/O)		
				Rozan 00 (O)		
<i>Court et long terme</i>				Chanel al. 99 (S)		
					Ecoplan 96 (O)	
Mortalité		Lannoie 95 (O) - W	Lannoie 95 (O)			
Bâtiments			Grosclaude al. 94 (O)	Jeanrenaud 93 (O)		
				Apsimon al. 96 (O)		
Faune/Flore					Gregory al., 96 (O)	
Visibilité			McClelland al. 93 (O)			
Plusieurs impacts		Figuroa 96 (O) – Imm.				
			Saelensminde 99 (O)			
			Halvorsen 96 (O)			
						Manière 99 (M) toutes méthodes

(S) : valeurs = Synthèse d'autres études ; (M) : Méta analyse ; (O) : étude originale.

Evaluer les coûts de la maladie

VALUING HEALTH EFFECTS OF AIR POLLUTION IN DEVELOPING COUNTRIES: THE CASE OF TAIWAN (Alberini, Cropper et al., 1997)

TITRE : Valuing health effects of air pollution in developing countries: the case of Taiwan					
AUTEUR(S) : Anna Alberini [*] , Maureen Cropper ^{**} , Tsu-Tan Fu ^{***} , Alan Krupnick ⁺ , Jin-Tan Liu ⁺⁺ , Daigee Shaw ^{***} , Winston Harrington ⁺					
AFFILIATION(S) : [*] Economics Department, University of Colorado, Boulder, Colorado ^{**} Policy Research Department, The World Bank, Washington ^{***} Academia Sinica, Taipei, Taiwan ⁺ Resources for the Future, Washington ⁺⁺ National Taiwan University					
REFERENCE : Journal of Environmental Planning and Management, Vol. 34 n° 2, 107-126					
Année de publication : 1997					
Période d'étude : 1991-1992					
Pays : SUISSE					
RECHERCHE / AIDE DECISION	<u>Méthode</u>	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : effet de serre	0	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

Cette étude se place au cœur du problème de l'arbitrage entre protection de l'environnement et croissance économique dans les pays en voie de développement. L'une des solutions pour résoudre ce problème est d'estimer le bénéfice social qu'une amélioration de l'environnement pourrait apporter. En général, les analystes transfèrent des valeurs trouvées aux Etats-Unis. Or, les auteurs indiquent qu'il n'y a pas de raison de penser qu'a priori les préférences dans les pays en voie de développement soient identiques à celles des Etats-Unis. Pour prendre en compte ce biais possible, la meilleure solution est de mener des études originales dans ces pays. L'évaluation contingente étudiée ici se situe dans ce cadre. L'objet de cette étude est d'évaluer les bénéfices de la prévention de maladies respiratoires liées à la pollution de l'air.

2. La méthode

2.1. La population interrogée

La population interrogée est constituée de 864 adultes consultés entre le 1 novembre 1991 et le 31 janvier 1992 et du 1 août 1992 au 31 octobre 1992 dans le cadre d'une étude épidémiologique sur les problèmes de santé liés aux particules et à l'ozone. Ils vivent dans la capitale du Taiwan, Taipei, Hualien un ville non polluée et Kaohsiung un centre industriel qui est assez pollué. L'enquête contingente a été menée en septembre 1992.

2.2. Présentation du marché contingent

Dans un premier temps, les auteurs demandent aux personnes interrogées de décrire un épisode de maladie. Et dans un deuxième temps, la question de révélation porte sur le consentement à payer pour éviter le renouvellement d'un tel épisode.

Afin de définir un épisode de maladie, chaque répondant a eu à se rappeler la dernière fois qu'il a souffert d'une maladie respiratoire aiguë, et d'indiquer sur une carte quels ont été les symptômes. Afin de prendre en compte la gravité de cette maladie, les auteurs ont demandé si cette maladie avait perturbé leurs activités normales (travail, école, loisirs, jours passés au lit). De manière à focaliser l'attention du répondant sur des facteurs pouvant influencer sur le montant de consentement à payer, il est demandé au répondant de signaler si il a manqué des jours de travail, si des revenus ont été perdus et si des dispositions ont été prises pour enrayer la maladie (auto médication, augmentation de la consommation de légumes et de fruits, rendre visite à un hôpital ou un médecin). Si l'une de ces mesures a été prise, le répondant devait indiquer si elle avait été efficace, et quelle somme il avait dépensée.

Suite à cette description, les auteurs posent la question de révélation.

2.3. La question de révélation

Les auteurs ont demandé aux répondants d'imaginer que dans les quelques jours qui suivaient l'enquête, ils allaient à nouveau souffrir des symptômes de la maladie qu'ils avaient décrits. Seraient-ils prêt à payer un montant X pour ne pas être malade du tout, et ainsi éviter l'ensemble des désagréments qu'ils avaient évoqués. Ces derniers leur étaient rappeler ainsi que le fait que l'argent qu'ils dépenseraient ne pourrait plus l'être pour d'autres biens.

Le format de révélation choisi est un référendum à trois bornes. Trois montants initiaux sont proposés, suivi de deux questions de suivi, c'est-à-dire que le répondant a à faire trois choix successifs. La question de révélation prend la forme suivante : "*would you pay XI NT dollars to avoid being sick at all?*"

Cette question de révélation est suivie de questions socio-économiques afin de déterminer la fonction de consentement à payer.

3. Les résultats

3.1. Quelques statistiques descriptives

Le nombre médian de jours de la durée d'une maladie est de 4 jours, et la durée moyenne de 6,8 jours. Durant cet épisode, le nombre médian de symptômes est de 1 et la moyenne de 2,2. Une maladie est décrite dans 44% par un symptôme, dans 25% par deux symptômes, et dans 14% des cas par trois symptômes.

Seul un quart des personnes interrogées a eu un jour d'activités restreintes. 12% ont été confinés au lit, 12% des pertes de jour de travail, et 2,6% des pertes de revenu comme résultat des pertes de jours de travail.

En ce qui concerne des mesures d'atténuation, 30,5% des personnes interrogées ont déclaré pratiquer l'automédication, 53,6% change le contenu de leur ordonnance, et enfin 55% sont allés chez le docteur.

3.2. Analyse économétrique

Les hypothèses de base pour construire le modèle sont que le consentement à payer pour éviter un épisode de maladie devrait dépendre de la nature et de la durée de l'épisode (x), des comportements de défense (M), des caractéristiques individuelles et de la contrainte budgétaire (z). La forme fonctionnelle retenue est une forme semi-logarithmique :

$$\log CAP_i = x_i\beta + z_i\gamma + M_i\delta + \varepsilon_i$$

Les défenses dépendent à leur tour, du revenu, des prix, de caractéristiques individuelles, de la nature et de la durée de l'épisode :

$$M = x_i\tau + z_i\alpha + \eta_i$$

$$\text{d'où } \log CAP_i = x_i(\beta + \delta\tau) + z_i(\gamma + \delta\alpha) + v_i \text{ où } v_i = \varepsilon_i + \delta\eta_i$$

Les répondants ne donnent pas directement leur consentement à payer, mais indique entre quelles valeurs il se situe (ces valeurs pouvant être nulles ou infinies suivant la séquence des trois montants récoltée lors du référendum). Les auteurs construisent donc une fonction de log-vraisemblance en tenant compte de cet aspect.

Les variables explicatives retenues sont résumées dans le tableau suivant :

Variable explicative	Valeur
Durée d'un épisode	Logarithme de la durée en jours
Nombre de symptômes	Logarithme du nombre de symptômes
Rhume	1 = la maladie est rhume 0 = n'est pas un rhume
Age et Age au carré	Nombre d'années - au carré
Formation	Années de scolarité
Sexe	1 = homme 0 = femme
Statut marital	1 = marié 0 = autre
Maladie chronique	1 = maladie chronique dans la passé 0 = pas de maladie chronique
Maladie respiratoire grave	1 = le répondant a eu une maladie respiratoire grave 0 = n'a pas eu
Jours de congé maladie	Nombre de jours
Assurance maladie	1 = possède une assurance 0 = n'en possède pas
Lieu de résidence	1 = habite la ville X 0 = habite une autre ville
Revenu	Logarithme du revenu mensuel en millier de nouveaux dollars
Famille	Nombre de personnes à la résidence du répondant

La maximisation de la fonction de vraisemblance permet d'obtenir l'estimation des différents paramètres. Le sens de variation du consentement à payer en fonction de chaque variable est résumé dans le tableau suivant.

Variable explicative	Variation du consentement à payer
Rhume	Le fait d'avoir un rhume réduit le CAP de 33% environ par rapport à toute autre maladie
Formation	Le CAP croît avec le nombre d'années de formation
Maladie chronique	Le fait d'avoir une maladie chronique accroît le CAP
Maladie respiratoire grave	Le fait d'avoir une maladie respiratoire grave accroît le CAP.
Jours de congé maladie	Le CAP croît avec le nombre de jours de congé maladie qui reste au répondant
Lieu de résidence	Les habitants de Taipei accordent un CAP supérieur de 57% aux répondants des autres villes
Revenu	Le CAP croît avec le revenu

3.3. Calcul du consentement à payer et des bénéfiques

Les auteurs préfèrent calculer le consentement à payer médian, celui-ci étant moins sujet aux valeurs extrêmes. Ce consentement à payer médian est calculé à partir d'un modèle explicatif du consentement à payer. Ils emploient la formule suivante $\exp(x\beta)$ où x est le vecteur des moyennes des variables explicatives et β le vecteur des paramètres estimés.

Le consentement à payer médian pour éviter un épisode de maladie d'une durée moyenne de 5,3 jours et de 2,2 symptômes est de 35,10 Euros*.

Les auteurs calculent de plus le consentement à payer médian selon le type de maladie (rhume ou autre) et la durée de l'épisode (1 jour ou 5 jours). Les résultats montrent que le consentement à payer est beaucoup plus élevé pour un épisode d'un jour que pour chaque jour d'un épisode de 5 jours. De plus, le consentement à payer est plus élevé quand la maladie n'est pas un rhume.

L'estimation des bénéfiques de la réduction de la pollution est effectuée en employant les résultats d'une étude concernant les effets de la pollution de l'air sur les symptômes aigus à Taiwan. Une réduction de la pollution de l'air éliminerait 16,8 millions de jours de maladie. En supposant que les bénéfiques sont exprimés en termes de 1 jour de rhume, la valeur de la réduction de la pollution est d'environ 235 millions d'euros.

4. Les commentaires

Les aspects qui paraissent positifs dans cette évaluation sont les suivants :

- + La mise en situation des répondants en leur faisant se rappeler des maladies et des symptômes dont ils ont soufferts,
- + Et le fait de présenter l'amélioration en termes de maladies évitées et non pas de baisse de niveau de pollution de l'air permettent de faciliter l'exercice d'évaluation en plaçant le répondant dans un situation qu'il connaît.

Quant aux points qui paraissent poser problème, ils sont les suivants :

* Le taux de conversion est de 5,29 FF pour un dollar, et 25\$T pour 1 \$US (source Banque du Canada). Les montants 92 sont ramenés en euro 2000 en utilisant l'indice des prix à la consommation hors tabac pour l'ensemble des ménages et le taux de l'euro par rapport au franc (1 Euro = 6.55957FF) (source INSEE).

-
- L'absence d'un scénario précis avec des mesures permettant d'expliquer la manière dont les maladies seraient évitées, ou d'un véhicule de paiement faisant le lien entre une instance et la mise en œuvre d'un programme, peut troubler les répondants et les placer dans une situation particulièrement hypothétique.
 - Cet aspect hypothétique est d'ailleurs rappelé par la formulation de la question de révélation ("*suppose you were told that(...)*", p112).
 - Le format de révélation choisie (référendum à trois bornes) peut compliquer la tâche des répondants, et même constituer un exercice. De plus, ce système ressemble à un jeu d'enchères. Un risque de biais d'ancrage peut donc exister. Il semble cependant qu'un test de ce biais montre son absence.
 - Enfin, il n'est pas certain que le traitement économétrique résultant de ce choix apporte beaucoup en termes de précision des consentements à payer estimés par rapport à une méthode plus simple.

**ESTIMATING STATED PREFERENCES WITH RATED-PAIR DATA:
ENVIRONMENTAL, HEALTH, AND EMPLOYMENT EFFECTS OF
ENERGY PROGRAMS (Reed Johnson, Desvouges, 1997)**

TITRE : Estimating stated preferences with rated-pair data: environmental, health, and employment effects of energy programs					
AUTEUR(S) : F. Reed Johnson, William H. Desvouges					
AFFILIATION(S) : Triangle Economic Research, Durham					
REFERENCE : Journal of Environmental Economics and Management, Vol. 34, 79-99					
Année de publication : 1997					
Période d'étude : 199?					
Pays : USA					
RECHERCHE / AIDE DECISION	Méthode	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 1 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : effet de serre	1	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est d'examiner l'applicabilité d'une méthode d'analyse conjointe fondée sur la notation par paire. Les attributs présentés dans chaque paire sont issus de scénario de production d'électricité. Parmi ces attributs, deux variables sont liées à des maladies respiratoires et à des cas de cancer. Principalement deux méthodes d'estimation des modèles sont testées : un modèle Probit ordonné, et un modèle de données de panel.

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

La population enquêtée est constituée de 205 consommateurs d'électricité tirés de manière aléatoire et stratifiés par région de service. Ils sont interrogés dans une agence de la compagnie d'électricité ou à leur domicile.

2.2. Les exercices de choix

2.2.1. La présentation

La passation des exercices se fait par ordinateur. La différence qui existe avec l'étude précédente est donc que les répondants ont à indiquer sur une échelle leur préférence pour l'un des deux biens présentés. Dans cette étude, les répondants ne voient que deux ou trois attributs en même temps. Le

nombre de paires qu'ils ont à noter chacun s'élève à 26. Les auteurs emploient un programme dit "ACA" (*Adaptative Conjoint Analysis*) pour présenter ces paires. Les attributs sont tirés aléatoirement par le programme en contrôlant à chaque fois que les attributs n'ont pas déjà été montrés. La figure suivante représente un exemple d'exercice.

Lequel préférez-vous ?

Scénario 1					Scénario 2					
<ul style="list-style-type: none"> • Diminution du nombre de lacs avec une interdiction de pêche: 20 (10%) • Diminution de cas respiratoires : 5000 (0,03%) • Augmentation de la facture d'électricité: 40% 					OU	<ul style="list-style-type: none"> • Pas de changement dans le nombre de lacs avec interdiction de pêche • Stabilité du nombre de cas respiratoires • Pas de changement de la facture d'électricité 				
Scénario de gauche fortement préféré	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Scénario de droite fortement préféré

En plus de ces exercices, des questions directes servent à évaluer les connaissances du répondant, les attitudes et opinions à propos des problèmes environnementaux et énergétiques.

2.2.2. Le contenu

Les différentes variables suivantes sont incluses dans les scénarios de manière aléatoire.

- Nombre de lacs avec une interdiction de pêcher
- Cas respiratoires
- Facture d'électricité
- Coût de remplacement d'un réfrigérateur
- Restriction d'utilisation d'appareils électriques
- Emplois
- Cas de cancer
- Dommage au sucre d'érable
- Utilisation du sol

Chaque variable a trois niveaux, dont un est la stabilité.

3. Les résultats

3.1. Les deux modèles

Afin de calculer les consentements à payer, les différentes notes sont recodées de la manière suivante : le scénario préféré est mis à droite, s'il ne l'est déjà, et un 1 est recodé 9, un 2, 8, un 3, 7, un 4, 6 et un 5 indique l'indifférence. On soustrait de cette note 5, donc 0 indique une indifférence et 4 une préférence maximum.

Deux types de modèle sont employés. Un modèle Probit ordonné et un modèle de données de panel. Le premier est construit de la manière suivante :

$$\text{Prob}(C_t^i = k) = \Phi\{\mu(\alpha_k - dV_t^i)\} - \Phi\{\mu(\alpha_{k-1} - dV_t^i)\} \quad k = 0, 1, \dots, 4$$

où C_t^i est la note recodée de l'individu i dans la paire t , Φ est la fonction de distribution d'une loi normale, μ l'inverse de l'écart type σ , et les α_k les seuils du modèle Probit ordonné, et dV_t^i la

différence entre les parties non stochastiques de chaque fonction d'utilité. Dans cette fonction, on fait l'hypothèse que la variance est la même pour tous les individus soit que $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$. Il est possible de soulever cette hypothèse en faisant en sorte que σ_i^2 varie systématiquement d'un individu à l'autre soit que $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma_i^2)$. Le second modèle estimé s'appuie donc sur la probabilité suivante :

$$\text{Prob}(C_i^i = k) = \Phi\{\mu^i \cdot (\alpha_k - dV_i^i)\} - \Phi\{\mu^i \cdot (\alpha_{k-1} - dV_i^i)\} \quad k = 0, 1, \dots, 4$$

3.2. Les résultats et le calcul des consentements à payer

Chaque coefficient estimé indique de combien l'utilité varie lorsque l'une des caractéristiques varie. Pour convertir chaque changement d'utilité en un équivalent monétaire, il faut diviser le changement d'utilité par le paramètre devant la variable de coût, ici la facture d'électricité.

Les principaux résultats sont résumés dans le tableau suivant. Ici, ne sont rapportés que les résultats ayant trait soit au véhicule de paiement soit aux variables liées à l'état de santé.

	Modèle Probit ordonné		Modèle de panel	
	Coefficient	CàP*	Coefficient	CàP
Cas respiratoire (pour cent)	-0,0042	0,40	-0,0032	0,33
Cas de cancer (par cas)	-0,0339	3,25	-0,0234	2,42
Facture d'électricité mensuelle (% de facture mensuelle)	-0,0104		-0,0357	

Ainsi, le consentement à payer pour éviter 5 cas de cancer est de $5 \times 2,42$ soit environ 12% de la facture mensuelle d'électricité.

4. Les commentaires

Même si cette étude ne se situe pas dans le cadre de la pollution de l'air en tant que telle, il paraissait néanmoins intéressant de la présenter dans la mesure où elle propose deux changements par rapport à l'application précédente.

- + D'une part, les comparaisons des paires se font au moyen d'une échelle de préférence qui permet non seulement de désigner quel scénario est préféré, mais en plus d'indiquer quelle est l'intensité de cette préférence ;
- + D'autre part, les auteurs emploient un modèle de données de panel qui permet de différencier les préférences en fonction de variables qui y sont introduites et de variables individuelles.
- Cependant, l'application de ce dernier type de modélisation semble de ne pas apporter beaucoup de changement dans les consentements à payer estimés. On peut alors se demander si la complexité qu'ajoute un tel choix est bien nécessaire en regard des résultats;
- De plus, si l'échelle de préférence apporte un supplément d'information, il n'est pas certain qu'elle n'induit pas une certaine confusion dans l'esprit des répondants qui doivent réaliser en plus de l'arbitrage entre les caractéristiques des scénarios, un arbitrage entre les notes.

* En % de la facture mensuelle d'électricité

**VALUING HEALTH IMPACTS FROM AIR POLLUTION IN EUROPE:
NEW EMPIRICAL EVIDENCE ON MORBIDITY (Navrud, 1998)**

TITRE : Valuing health impacts from air pollution in Europe: new empirical evidence on morbidity					
AUTEUR(S) : Ståle Navrud					
AFFILIATION(S) : Dep ^t of Economics and Social Sciences, Agricultural University of Norway					
REFERENCE : Conférence de Milan, 27-29 octobre 1998, "Externalities in urban transport: assessing and reducing the impacts"					
Année de publication : 1998					
Période d'étude : 1996					
Pays : NORVEGE					
RECHERCHE / AIDE DECISION	Méthode	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : effet de serre	0	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

L'objectif de cette étude est d'évaluer le consentement à payer de la population norvégienne pour éviter des épisodes de maladies liées à la pollution de l'air au moyen d'une méthode d'évaluation contingente, et de comparer les résultats obtenus avec des études antérieures. Ici, seule l'évaluation contingente est résumée.

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

En 1996, 1009 norvégiens de plus de 15 ans, représentatifs de la population norvégienne ont été interrogés en face-à-face.

2.2. La présentation du marché contingent

Avant de poser les questions de révélation, des questions concernant l'état de santé global de la personne interrogée sont posées. De plus, on les interroge sur l'attitude qu'ils adoptent pour prévenir les maladies. Enfin, on leur demande de parler des épisodes concernant sept symptômes légers (toux, congestion des sinus, congestion de la gorge, démangeaison des yeux, maux de tête, souffle court, bronchite aiguë) et l'asthme qu'ils ont connus durant les douze derniers mois.

2.3. La question de révélation

Des cartes décrivant les sept symptômes sont montrées à chaque répondant. Il s'agit pour eux de classer ces symptômes, en commençant par celui qu'ils considèrent comme le pire, puis par celui le moins dérangeant, et de finir par les cinq restant.

L'échantillon est divisé en deux groupes :

- le groupe A à qui on demande son consentement à payer pour éviter un épisode supplémentaire de un jour durant les douze prochains mois ;
- le groupe B avec un épisode de quatorze jours.

Il s'agit de demander à chaque répondant son consentement à payer pour éviter un nouvel épisode de symptôme et ce pour chaque symptôme, en commençant d'une part par le pire et d'autre part par le moins dérangeant, puis en complétant les autres. La question de révélation est une question ouverte, et il n'y a pas de véhicule de paiement spécifié. Les dépenses préventives ainsi que les contraintes budgétaires sont rappelées.

Ce qui est important de noter c'est qu'à aucun moment la pollution de l'air n'est évoquée. Aucune information n'est donnée sur un programme qui permettrait d'éviter ces épisodes. L'idée de l'auteur est d'empêcher le répondant d'inclure dans son consentement à payer d'autres bénéfices qui pourraient survenir d'une réduction de la pollution de l'air.

Pour ceux qui ont donné un consentement à payer nul, une question de suivi leur a été posée afin de différencier les "vrais" zéros des réponses de protestation.

Ensuite, l'auteur pose une question de révélation concernant le consentement à payer pour éviter un épisode supplémentaire d'une combinaison de trois symptômes (toux, congestion des sinus, irritation de la gorge). Il s'agit alors de donner le consentement à payer pour le répondant lui-même, et pour l'ensemble de son ménage. Cette question de révélation est suivie de questions concernant les raisons de l'acceptation du paiement.

Enfin, un épisode de crise d'asthme est décrit aux répondants. On leur demande de ranger cette crise parmi les sept symptômes, puis leur consentement à payer pour éviter un tel épisode. Pour les répondants ayant des enfants de moins de quinze ans, on leur a demandé leur consentement à payer pour éviter qu'un de leurs enfants ait la même crise d'asthme que celle décrite, et leur consentement à payer pour éviter que cet enfant ait des jours supplémentaires de toux.

Des données socio-économiques sont notées en fin de questionnaire.

3. Les résultats

3.1. Consentements à payer

Les consentements à payer évalués sont en couronnes norvégiennes par personne. Ces consentements sont exprimés en termes de moyenne et médiane.

Symptômes	CàP par personne (en Euros 2000) pour éviter un épisode supplémentaire d'un jour*				CàP par personne (en Euros 2000) pour éviter un épisode supplémentaire de 14 jours			
	Moyenne	Médiane	CàP=0 (%)	Nbre obs.	Moyenne	Médiane	CàP=0 (%)	Nbre obs.
Toux	12,41	2,5	43	439	33,46	12,53	27	493
Congestion des sinus	24,44	9,4	32	432	69,3	25,06	19	485
Congestion de la gorge	12,41	2,5	43	434	30,95	12,53	29	492
Maux de tête	16,42	6,26	36	433	54,51	18,79	21	489
Yeux qui démangent	21,8	6,26	31	435	96,12	25,06	21	491
Souffle court	33,46	12,53	32	433	102,51	37,6	20	493
Bronchite aiguë	25,31	8,78	33	430	71,22	25,06	19	493
Combinaison de 3 symptômes	45,86	18,79		453	139,11	62,66		512
Sommes des CàP pour ces 3 symptômes	49,75	18,79		453	141,48	56,39		512

En ce qui concerne les réponses nulles, plusieurs remarques peuvent être faites :

- d'une part, les personnes qui ont attribué un "0" au symptôme qu'ils ont indiqué comme étant le plus pénalisant, sont supposées attribuer une valeur nulle aux autres symptômes,
- d'autre part, 86% des réponses nulles peuvent être interprétées comme des réponses de protestation. Trois types d'attitude sont détectées :
 - certains répondants indiquent qu'ils pourraient supporter le symptôme, ce qui indique que leur bien-être est diminué par le symptôme ;
 - d'autres trouvent le scénario trop hypothétique ou ne s'appliquant pas à leur situation. Soit ils disent qu'il leur paraît invraisemblable de payer pour s'affranchir de symptômes, soit ils n'ont pas eu ce type de symptôme et pensent ne jamais devoir en souffrir ;
 - enfin, d'autres pensent que c'est au gouvernement de financer via le système de santé publique.

En ce qui concerne les raisons pour lesquelles les personnes acceptent de payer, le tableau suivant résume les principales raisons.

Raisons	Pourcentage
Eviter un bien-être moindre	77,8
Eviter une perte de temps de travail	23
Eviter une perte de temps de travail chez soi	8,7
Eviter une perte de temps de loisir	7,3
Eviter des coûts de médecine	6,2
Eviter une perte de temps d'étude/scolaire	5,6

En plus du consentement à payer du répondant pour protéger sa propre santé, les consentements à payer pour éviter un épisode pour les enfants et pour tous les autres membres du ménage ont été estimés.

* Le taux de conversion est de 0,792 FF pour une NOK (source Banque du Canada). Les montants 96 sont ramenés en euro 2000 en utilisant l'indice des prix à la consommation hors tabac pour l'ensemble des ménages et le taux de l'euro par rapport au franc (1 Euro = 6,55957FF) (source INSEE).

Sous échantillon	CàP par personne (en Euros 2000) pour éviter un épisode supplémentaire de toux pour l'un des propres enfants					CàP par personne (en Euros 2000) pour éviter un épisode supplémentaire de la combinaison de symptômes pour le répondant et les autres membres				
	\bar{X}	\tilde{X}	CàP=0 (%)	CàP/jour	N	\bar{X}	\tilde{X}	CàP=0 (%)	CàP/jour	N
A (1 jour)	27,32	7,52	28	27,32	188	84,59	31,33	24	84,59	424
B (14 jours)	93,99	37,6	16	6,77	206	232,09	87,72	19	16,54	474

Enfin, les consentements à payer pour éviter une crise d'asthme sont calculés. Le tableau suivant résume les résultats concernant le consentement à payer pour éviter une crise d'asthme pour un adulte. Les auteurs ont séparé les répondants atteints d'asthme et ceux qui ne le sont pas.

Asthme	Sous échantillon	Moyenne	Médiane	CàP=0 (%)	CàP/jour	Nbre obs.
Oui	A	145,62	25,06	28	145,62	25
Oui	B	222,07	62,66	20	15,92	30
Non	A	70,18	25,06	21	70,18	418
Non	B	210,41	75,19	15	15,04	459

Parmi les 26 adultes souffrant d'asthme, 76% ont des enfants de moins de 17 ans. A ces sujets, on a demandé leur consentement à payer pour éviter que leur enfant ait un nouvel épisode d'asthme.

Sous échantillon	Moyenne	Médiane	CàP=0 (%)	CàP/jour	Nbre obs.
A	308,54	125,32	9	308,54	13
B	615,07	200,51	23	43,99	13

3.2. Modélisation économétrique du consentement à payer

Afin d'analyser les variations du consentement à payer, une régression multiple est réalisée à partir de l'échantillon B. Les variables explicatives sont rappelées dans le tableau suivant.

Variables explicatives	Contenu	Codification
Days	Nombre de jours d'un épisode d'un symptôme X durant les 12 derniers mois	Nombre de jours
Inc	Revenu annuel avant taxes de l'individu	Montant du revenu en 1000 couronnes norvégiennes
Edu	Diplôme universitaire ou pas	Indicatrice: 1=oui, 0=non
Oslo	Lieu de résidence	Indicatrice: 1=Oslo, 0=ailleurs
Sex	Sexe du répondant	Indicatrice: 1=homme, 0=femme
Age	Age du répondant	Nombre d'années
Smoking	Répondant fumeur ou non	Indicatrice: 1=oui, 0=non
Costs	Dépenses personnelles pour le traitement du symptôme X que le répondant a eu durant les 12 derniers mois.	Montant en couronnes norvégiennes
Change	Changement du CàP lorsqu'il a été demandé au répondant de réfléchir au montant qu'il venait de donner	Indicatrice: 1=changement, 0=pas de changement
Children	Répondant qui a ou pas des enfants en dessous de 17 ans	Indicatrice: 1=oui, 0=non

Les résultats sont résumés dans le tableau suivant. Pour chaque variable, le niveau de significativité est mentionné (rien : pas significatif, a : 1 %, b : 5 %, c : 10 % et d : 15 %), ainsi que le signe lorsque la variable est significative.

Variables explicatives	Toux		Sinus		Gorge		Yeux		Tête		Souffle		Bronchite		Asthme	
Constante																
Days									a							
Inc	b	+	b	+	a	+	a	+	a	+	a	+	a	+		
Edu																
Oslo	c	+			a	+	a	+	b	+	b	+	b	+	a	+
Sex			b	+	b	+			c	+	c	+	a	+	b	+
Age	c	+									d	+				
Smoking							d	-								
Costs			a	+					c	+						
Change																
Children			c	+											d	+
R2	0,03		0,05		0,06		0,07		0,07		0,05		0,05		0,03	

4. Les commentaires

Cette étude est particulière car l'auteur essaie d'évaluer le consentement à payer pour éviter des épisodes de maladies bien définis, maladies en relation avec une réduction de la pollution de l'air mais sans jamais parler ni de la réduction de cette pollution ni des moyens qui pourraient être mis en œuvre pour la réduire. Comme il a été dit plus haut, ce choix a été fait afin que le consentement à payer ne porte que sur les bénéfices décrits, et non pas sur d'autres bénéfices qui pourraient résulter de la

réduction de la pollution de l'air. Il est probable qu'une telle approche peut empêcher l'existence d'un biais d'envergure. En revanche, elle ne peut qu'accroître le biais hypothétique non seulement en raison de ce choix, mais aussi en raison du choix de la question de révélation (question ouverte). D'ailleurs, les explications recueillies pour les non-paiements portent en partie sur cet aspect. En effet, il est difficile de comprendre comment on peut éviter une maladie sans connaître les mesures qui le permettent. Les consentements à payer estimés peuvent donc ne pas être valides. On peut présumer un problème si l'on regarde les résultats des modèles qui sont très faiblement explicatifs et où pratiquement seul le revenu joue un rôle. On peut donc envisager que les répondants ont donné un consentement à payer fondé en partie sur leur revenu, mais qui intègre bien d'autres considérations, et qui peut même être en partie aléatoire.

**LE COUT MEDICO-LEGAL A COURT TERME DE LA POLLUTION
ATMOSPHERIQUE EN MILIEU URBAIN : UNE ETUDE DANS LA
REGION RHONE-ALPES (Deloraine et al., 1995)**

TITRE : Le coût médico-légal à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain : une étude dans la région Rhône-Alpes (Lyon, Grenoble, Chambéry)					
AUTEUR(S) : ¹Deloraine A., ¹Lequette C., ²Zmirou D., ³Decheneaux J. et ²Balducci F.					
AFFILIATION(S) : ¹CAREPS, ²Laboratoire de santé publique, Université J. Fourier, ³APPA Dauphiné-Savoie					
REFERENCE : Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble, Etude commanditée par le Ministère des Affaires Sociales et du Travail, l'ADEME et le Réseau National de Santé Publique.					
Année de publication : 1995					
Période d'étude : 1994-1995					
Pays : France					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage, Coût de la maladie 0 : Hédoniste	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité	0	1	1

1. Contexte

La composition actuelle de la pollution atmosphérique urbaine a gagné ces dernières décennies en complexité en particulier du fait de l'accroissement du parc automobile qui, avec l'accroissement des taux d'hydrocarbures et de particules très fines dans l'air, entraîne l'augmentation des taux de polluants secondaires (ozone par exemple). En termes d'effets sur la santé, la pollution joue un rôle sur la morbidité des voies respiratoires basses (asthme, bronchite chronique) et sur une symptomatologie respiratoire haute (rhino-pharyngite, otite, bronchite) souvent considérée comme banale mais génératrice de coûts médicaux et médico-sociaux relativement lourds. Si les symptômes respiratoires banals sont bien connus, leur impact économique et la part attribuable à la pollution atmosphérique restent méconnus.

A une époque où les critères économiques interviennent de plus en plus dans les choix politiques, il convient de mieux cerner cet aspect afin d'éclairer le choix des décideurs. Le projet « coût-pollair » s'inscrit dans cette optique en développant une méthode d'évaluation du coût médico-social de la morbidité attribuable à la pollution de l'air en zone urbaine. Les trois agglomérations retenues (Lyon, Chambéry, Grenoble) avaient pour objet de rendre compte de situations contrastées.

Les objectifs de l'étude étaient :

- estimer l'importance de la morbidité respiratoire résultant d'un recours aux soins médicaux hospitaliers ou ambulatoires et d'une automédication de la population générale dans les trois agglomérations de référence, au cours de deux périodes hivernales de 3 jours connaissant des niveaux de pollution acido-particulaires différents.
- déterminer la part de cette morbidité attribuable à la pollution,

- évaluer l'impact médico-économique de la morbidité attribuable à ces jours de pollution.

2. Le principe de l'étude

Le principe repose sur le recensement des pathologies pouvant être en relation avec la pollution atmosphérique durant une période au cours de laquelle les taux de pollution sont mesurés. La littérature scientifique permet par ailleurs d'estimer la part de cette morbidité qui est attribuable au niveau de pollution constaté. Deux périodes d'étude différentes ont été envisagées : une première avec des niveaux de pollution modestes pour une saison hivernale dans le but de représenter une situation « de fond ». Une seconde phase devait rendre compte d'un épisode de pollution « de pointe ». Le dispositif épidémiologique d'estimation de la morbidité associée devait être le même au cours des deux phases.

Le choix des polluants

Le taux de particules en suspension constitue l'indicateur de la pollution atmosphérique. Ces poussières fines sont reconnues dans les études épidémiologiques comme étant de bons indicateurs de pollution atmosphérique mais aussi comme des générateurs d'effets sur la santé à court terme mais aussi à long terme. Ceci est particulièrement vrai pour les enfants de moins de 12 ans chez lesquels le risque de manifestations irritatives sous forme de toux serait augmenté de 47% pour des taux de particules en suspension de 100 µg/m³ (Zmirou, 1995). L'évolution horaire ne pouvant être repérée avec les capteurs utilisés dans les villes, le dioxyde de soufre (SO₂) est utilisé comme critère de déclenchement de l'alerte de pollution, en raison d'une bonne corrélation temporelle entre les particules et le SO₂. L'ozone n'a pu être intégré en raison de données trop récentes ne permettant pas de fournir une validité satisfaisante sur le risque attribuable à ce type de pollution.

La période d'hiver retenue pour l'étude s'explique par le fait que c'est en cette saison que les taux de particules en suspension (PS) et de dioxyde de soufre (SO₂) connaissent une augmentation, en raison de la hausse des émissions dues au chauffage urbain et des conditions météorologiques plus défavorables (phénomène d'inversion de température avec stagnation des polluants au sol), qui s'ajoutent aux émissions plus régulières liées aux transport (en particulier de particules fines).

3. estimation de la morbidité

Les pathologies étudiées

Sur la base de données de littérature, la fréquence des affectations respiratoires inférieures et supérieures a été considérée comme pouvant être augmentée par la pollution (rhinites, rhinopharyngites, sinusites, angines, bronchites, otites, toux isolée, crise d'asthme, ...).

Les enquêtes

- **Enquête auprès de la population générale** : enquête téléphonique auprès d'un échantillon représentatif des foyers de chaque commune, qui a visé à estimer durant les trois jours d'enquête la fréquence des affections irritatives et infectieuses ORL et/ou respiratoires (508 foyers, 1265 personnes interrogées). Les personnes étaient interrogées sur les symptômes qu'elles avaient présentés la veille de l'appel téléphonique. Elles étaient interrogées sur 10 symptômes courants. Les résultats sont distingués entre enfants de moins de 12 ans et les adultes et grands enfants. Des taux de prévalence par tranche d'âge et par ville ont donc été calculés. La prise en compte des cas incidents ou prévalants récents a été justifiée par le fait que la pollution atmosphérique agit plus comme facteur surajouté qui

aggrave un état respiratoire par ailleurs dégradé (affections microbiennes, ...) que comme facteur causal direct de morbidité.

- Enquête auprès des médecins libéraux : enquête qui a permis de prendre en compte les affections respiratoires ayant donné lieu à une consultation auprès d'un médecin (généraliste, pédiatre, ORL, pneumologue (350 enquêtés)). Les actes médicaux ont alors été recensés par chaque médecin (prescription d'un traitement, actes paramédicaux, examens complémentaires, arrêt de travail ou exemption scolaire).

- Enquête en milieu hospitalier : enquête qui a permis de tenir compte des affections respiratoires et ORL ayant nécessité une consultation en urgence ou une hospitalisation. Tous les services des urgences ont été contactés afin de leur demander de recenser durant la période d'enquête les pathologies concernées. Un médecin enquêteur du CAREPS (Centre Rhône-Alpes d'Epidémiologie et de prévention sanitaire) s'est rendu dans chaque service concerné et a recensé rétrospectivement toutes les entrées.

Imputation de la morbidité à la pollution de l'air

Une relation dose-effet de la morbidité aiguë ORL et respiratoire avec des polluants tels que SO₂ et poussières fines a été mise en évidence dans de récentes études épidémiologiques. Une synthèse des études épidémiologiques a confirmé cette relation et a permis de mettre en évidence un excès de risque, exprimé sous forme de risque relatif (RR) de troubles irritatifs respiratoires en fonction des niveaux de pollution. Ces données sont ensuite transformées en fraction attribuable qui estime la part de la morbidité attribuable à un niveau de pollution.

La fraction étiologique est estimée de la façon suivante :

$$FER = \frac{p(RR-1)}{1+p(RR-1)} \text{ ou } FER = \frac{RR-1}{RR}$$

Quand on fait l'hypothèse comme ici que toute la population est exposée à l'air ambiant.

P = prévalence de l'exposition=100%. Les valeurs RR et FER utilisées sont issues d'une méta-analyse (Zmirou, 1995).

4. Méthode de calcul des coûts médico-sociaux

Ils se divisent en deux catégories : les coûts directs ou soins et les coûts indirects ou pertes de production.

- Les coûts directs : Ils sont faciles à évaluer car ils représentent une valeur monétaire connue. Il s'agit des coûts des consultations, des hospitalisations, ... En médecine libérale, les tarifs conventionnés de la sécurité sociale ont été utilisés pour les généralistes et les spécialistes ainsi que pour les actes paramédicaux et examens complémentaires. Pour les hospitalisations, c'est le prix de la journée en vigueur au 1^{er} janvier 1995 dans les services concernés qui a été utilisé. Ce prix varie selon les hôpitaux : aux hospices civils de Lyon (3252 F en décembre 1994 et 3229 F en février 1995), au centre hospitalier régional et universitaire de Grenoble 2874 F), à l'hôpital de Chambéry (1931 F).

- Les coûts indirects :

Pour les salariés : ils correspondent à la perte de production occasionnée par l'arrêt de travail ou l'absentéisme scolaire. La mesure est la perte de salaire. Elle équivaut à la différence entre les indemnités journalières de la sécurité sociale (à partir du 3^{ème} jour) et le salaire avant la maladie. Si

les entreprises prennent en charge les 3 premiers jours et complètent ensuite le salaire, il y a alors perte de production équivalente aux salaires versés. La valeur des salaires moyens a été fixée en référence aux données INSEE et au delà des 3 jours c'est le plafond de la sécurité sociale pour chaque catégorie professionnelle qui a été utilisé. Les calculs sont basés sur les salaires bruts annuels moyens pour l'année 1994 (données INSEE) :

- pour le secteur public : 134 295 F soit un coût moyen journalier de 460 F $((134295*1,25)/365)$. 1,25 est le coefficient à appliquer au salaire net pour tenir compte des charges patronales.
- Pour le secteur privé : revenu mensuel brut : 16 419 F et le coût moyen d'arrêt d'une journée est donc de $(16419/30) 547,3F$. Ceci est la perte de production pour un salarié payé sans diminution de salaire par son employeur durant les 3 premiers jours d'absence (hypothèse H1).
- Si le salarié n'est pas indemnisé par son entreprise les 3 premiers jours (hypothèse H2), il y a alors perte de salaire net journalier de : $(10262/30)=342,1F$. Les indemnités journalières versées par la sécurité sociale au delà des 3 jours sont calculées sur le salaire net mensuel divisé par 2 : $((10262/30)/2)=171 F$.
- Dans l'étude, la moyenne des résultats issus des deux hypothèses est retenue comme estimation moyenne des coûts.

Pour les non-salariés, la perte de production est estimée à partir des données du CERC (Centre d'Etudes des Revenus et des Coûts) pour l'année 1992, qui fournit les excédents bruts d'exploitation. L'excédent en 1994 a été estimé à 352 046 F pour l'année soit : $352\ 046/365 = 964,5 F$ par jour.

- Le coût de l'absentéisme

Dans le cas d'une hospitalisation, l'enquête médicale a conduit à estimer que la durée d'arrêt de travail pour un malade hospitalisé est au moins égal à sa durée d'hospitalisation.

Dans le domaine scolaire, le coût de l'absentéisme a été calculé à partir du prix d'une journée d'enseignement par enfant déterminé par l'Education Nationale pour l'année 1993 et actualisé pour 1994 (dépense journalière 1994 : en cycle élémentaire 122,5F, pour le collège 207,3F, pour le lycée 246,3 F et pour l'université : 267,4 F).

- Les coûts attribuables à la pollution

Le coût affecté à la pollution est égal à : $C = C*FER$

C : coût total en population générale

FER : fraction étiologique du risque attribuable au taux de pollution. Des intervalles de confiance sont considérés pour ces différents coûts.

5. Les résultats

Sur la pollution : Valeurs moyennes journalières :

Poussières (sur 3 jours : 11-12-13 décembre 1994 - hors alerte de pollution) :

Lyon : $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - Grenoble : $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$ - Chambéry : $10,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$

SO₂ (pour le 11 décembre 94 par exemple - hors alerte de pollution) :

Lyon : $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (température : 6,8°C ; Pression : 997 h Pa)

Grenoble : $17 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (température : 5,5°C ; Pression : 983 h Pa)

Chambéry : $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (température : 5°C ; Pression : 998 h Pa)

SO₂ et poussières à Lyon par exemple (alerte de pollution : 7/02/95)

SO₂ moyen : 66 µg/m³ – SO₂ max : 189µg/m³
 PS moyen : 76µg/m³ – PS max : 117µg/m³
 (température : 8 °C – pression : 992 h Pa)

Sur les données de la population générale : 1265 personnes sondées (686 sur Lyon ; 456 sur Grenoble ; 123 sur Chambéry. Les enfants sont légèrement sureprésentés (1,64 pour mille contre 1,25 pour mille pour les personnes de plus de 10 ans). Ceci est important à noter car les poussières ont des effets plus marqués chez les enfants. 31% des personnes présentaient une atteinte respiratoire ou ORL la veille de l'étude. 38% des malades enfants ont eu recours à une consultation et 22,2% des adultes. 24,9% des personnes ont recouru à l'automédication (un peu moins important chez les enfants que chez les adultes).

Coût de l'autoconsommation attribuable à la pollution (en francs) :

(Cette estimation donne de très grandes variations en raison de la faiblesse des échantillons.)

	Nombre d'individus (échantillon)	Coût moy/individu	Coût total
Enfants – 12 ans			
Grenoble	66	2,36	156
Chambéry	25	12,76	319
Adultes et grands enfants			
Grenoble	388	1,01	391
Lyon	578	1,26	730
Chambéry	98	2,37	232

Coût de l'automédication pour affections respiratoires et ORL de moins de 5 jours attribuable à la pollution (généralisation à la population totale de chaque ville)

<u>En francs</u>	Coût min*	Coût moyen	Coût max *
<u>GRENOBLE</u>			
Auto-médic enfant	0	14716	43298
Auto-médic adulte	5501	29179	70795
Coût journalier total	5501	43895	114093
<u>Lyon</u>			
Auto-médic enfant	0	0	0
Auto-médic adulte	16654	55678	117167
Coût journalier total	16654	55678	117167
<u>Chambéry</u>			
Auto-médic enfant	0	5166	14393
Auto-médic adulte	0	4936	13928
Coût journalier total	0	10102	28321

* : intervalle de confiance du coût moyen (coût min et coût max)

A Lyon, lors de la phase d'alerte en février 1995

<i>En francs</i>	Coût moyen
Auto-médic enfant	19244 (4757-212032)
Auto-médic adulte	37534 (23175-152087)
Coût journalier total	56778 (27932-364119)

A partir de l'enquête médicale auprès des médecins

134 médecins sur 314 contactés et non opposés à l'enquête ont fourni une information utile (taux de réponse de 43,2%).

Analyses des consultations : 2,94 actes pour affections respiratoires et ORL aiguës par médecin et par jour. Les pathologies chroniques ne pouvant être attribuées à la pollution (comme pour l'enquête auprès de la population) ont été éliminées. Seules les personnes qui n'avaient pas consulté les 5 jours précédents pour le même motif ont été prises en compte dans le calcul des coûts (802 cas de pathologies récentes maintenues).

Une centaine de consultations à Lyon serait attribuable à la pollution, pour 80 à Grenoble et seulement 5 à Chambéry.

Coût médico-social de la morbidité respiratoires et ORL récente à Lyon (en francs)

Enfants (182 fiches)	Coût médico-social dans l'échantillon	Part attribuable à la pollution sur l'ensemble de la population
Médical	20237 (1546-24927)*	19695 (11887-29457)*
Absentéisme	31851 (29273-34429)	30997 (22384-40686)
Consultations spécialisées	420	409 (321-496)
Honoraires	22010	21420 (16830-26010)
Total	74518 (67249-81786)	72520 (51422-96649)
Coût/acte	409 (370-449)	398 (283-531)
Coûts actes signalés par coupon		14287 (10369-18719)
TOTAL attribuable à la pollution		86807 (61791-115368)
Coût par jour		28936 (20597-38456)

* intervalle de confiance

Adultes (247 fiches)	Coût médico-social dans l'échantillon	Part attribuable à la pollution sur l'ensemble de la population
Médical	34239 (29466-39225)	21421 (10246-35447)
Absentéisme	85255 (79115-91395)	53338 (27498-82592)
Consultations spécialisées	700	438 (243-633)
Honoraires	23110	14583 (8102-21065)
Total	143504 (132591-154630)	89780 (46084-139736)
Coût/acte	581 (537-626)	363 (187-566)
Coûts actes signalés par coupon		17686 (9463-26591)
TOTAL attribuable à la pollution		107466 (55547-166327)
Coût par jour		35822 (18516-55442)

Comparaison entre les villes – coût médico-social journalier par habitant attribuable à la pollution

	Limite basse		Moyenne		Limite haute	
	Coût total	Coût /hab.	Coût total	Coût /hab.	Coût total	Coût /hab.
Lyon	39113	0,074	64758	0,12	93898	0,18
Grenoble	25162	0,062	46178	0,11	67015	0,17
Chambéry	1201	0,022	2611	0,048	3880	0,072

Très forte similitude des résultats entre Grenoble et Lyon.

Estimation des coûts à Lyon en février 1995 lors de l'alerte à la pollution (en francs)

Lyon Adultes (159 fiches)	Coût médico-social dans l'échantillon	Part attribuable à la pollution (population entière)
COUT	Moyenne	Moyenne
Médical	23389 (20758-26167)	19825 (8797-33270)
Absentéisme	53492 (46154-60831)	9124 (19560-77343)
Consult. Spécialisées	0	0
Honoraires	17075	14473 (7237-21710)
Total	93956 (83987-104073)	79639 (35594-132322)
Coût/acte	591 (528-655)	501 (224-832)
Coûts actes signalés par coupon		15750 (7625-24175)
TOTAL attribuable à la pollution		95389 (43219-156497)
Coût par jour		47695 (21610-78248)

francs	Limite basse		Moyenne		Limite haute	
	Coût total	Coût /hab.	Coût total	Coût /hab.	Coût total	Coût /hab.
Lyon	37433	0,07	70005	0,13	106787	0,2

A partir de l'enquête hospitalière

Recueil non exhaustif à Lyon, complet dans les autres agglomérations.

Les trois-quarts des consultations ou hospitalisations sont le fait d'enfants de moins de 12 ans, sauf à Chambéry où les effectifs sont faibles. Le recours à l'hôpital plus fort à Lyon au regard du nombre d'hospitalisés ou de consultants total.

Coût total et part attribuable à la pollution (en francs)

Lyon-enfants	Coût total	Part attribuable à la pollution		
		Limite basse	moyenne	Limite haute
Total médical	318229	34153	44552	52781
Total absentéisme		3395	4447	5554
TOTAL		38401	49000	59652
Coût par jour		12800	16333	19884
Lyon-adultes	Coût total	Part attribuable à la pollution		
		Limite basse	moyenne	Limite haute
Total médical	171054	8339	15395	21682
Total absentéisme	41008-51520	2050	4164	6698
TOTAL	212062-222574	10603	19559	28935
Coût par jour		3534	6520	9645

Le coût médico-social issu d'hospitalisations ou de consultations à l'hôpital est nettement plus élevé à Lyon que dans les autres villes. En effet, ce coût rapporté au nombre de patients est près de 2 fois plus élevé par rapport à Grenoble. En revanche, il est très élevé pour les seules trois hospitalisations recensées à Chambéry.

Comparaison des coûts médicaux à Lyon lors des deux enquêtes (en francs)

	Décembre 1994 (3 jours)			Février 1995 (2 jours)		
	Effectif	Coût total	Coût/jour	Effectif	Coût total	Coût/jour
Enfant	60	49000	16333	50	32123	16062
Adulte	32	19559	6520	26	17471	8736
Total	122	68559	22853	76	49594	24797

Résultats entachés par une épidémie à virus respiratoire syncytial pendant la première durée de l'étude. Correction apportée dans un second temps.

5. Discussion et remarques des auteurs

La volonté méthodologique de ce travail a été de réduire au maximum les incertitudes et les hypothèses non justifiables.

La mesure de l'exposition n'est pas individuelle mais liée à des capteurs, elle est donc entachée d'une certaine incertitude.

Le coût réel de l'automédication est sous-estimé car le recours à la pharmacie familiale n'a pas été considéré.

Le recours au tarif de remboursement de la sécurité sociale pour les coûts directs est aisé d'application mais pose un problème de pertinence par rapport à la réalité, en particulier dans le cas du prix d'une journée d'hospitalisation qui est loin de celui de la sécurité sociale.

L'évaluation des coûts indirects est imprécise du fait :

- du classement en grands secteurs d'activité des individus qui ont eu un arrêt de travail. Dans un même secteur il peut exister de fortes variations de salaires.
- de l'absence de données sur le mode de prise en charge par les entreprises des travailleurs qui sont en arrêt. Cela conduit à prendre en compte deux hypothèses extrêmes dans le cas des salariés d'entreprises privées.

Coût médico-social (en KF) journalier attribuable à la pollution (taux non corrigés entre parenthèses)

	Chambéry	Grenoble	Lyon - 1	Lyon - 2
Coûts directs				
Autoconsommation	10	44	56	57
Médical	1,5 (1,62)	22 (23)	29 (31)	37
Urgences	0,6 (0,6)	2,5 (2,7)	18,6 (20)	20
Coûts indirects				
Arrêt de travail et arrêts scolaires enq. Médicale	0,9 (1)	21 (23)	32 (34)	33,0
Arrêts de travail et arrêts scolaires enq. hospitalière	0,047 (0,051)	0,84 (0,9)	2,7 (2,9)	3,25 (3,5)
Total (moyenne)	13	90	138	150
Fourchette d'estimation	1704-33039	32731-185632	72101-339594	81546-501576

A partir des données ASCOPARG et COPARLY (réseaux de surveillance de la qualité de l'air) les données sont extrapolées sur une année complète. On calcule alors, en référence au coût estimé à Lyon et Grenoble au cours de la première étude (respectivement $39\mu\text{g}/\text{m}^3$ et $41\mu\text{g}/\text{m}^3$), les risques relatifs ainsi que les fractions attribuables à chaque niveau journalier.

Coût médico-social (en millions de francs) annuel attribuable à la pollution en 1994

	Grenoble	Lyon
Estimation moyenne	36,5	52,0
Estimation basse	13,1	27,0
Estimation haute	75,8	128,3

L'impact peut également être exprimé par les économies qu'il serait possible de réaliser dans chacune des deux agglomérations avec une réduction de la pollution d'un certain pourcentage et sous l'hypothèse de réduction répartie uniformément sur l'année.

Coût médico-social annuel évitable avec une réduction moyenne des particules...(en KF)

Réduction en %	10	20	30	40	50
Dépenses évitées à :					
Lyon	5,5	10,9	16,3	21,6	26,8
Grenoble	3,9	7,8	11,5	15,3	19,0

6. Résumé

L'étude « coût-pollair » conduite dans trois agglomérations de la région Rhône-Alpes (Lyon/Villeurbanne, agglomérations de Grenoble et Chambéry) durant l'hiver 1994-1995 visait à évaluer les coûts médicaux et sociaux secondaires aux affections respiratoires et ORL attribuables à la pollution de l'air. La pollution de l'air a été caractérisée par les teneurs ambiantes de particules en suspension (ou fumées noires) mesurées par les réseaux de surveillance de la qualité de l'air à Lyon et Grenoble. Un dispositif particulier de mesure de la qualité de l'air a également été installé à Chambéry pour le bon déroulement de cette étude.

Cette étude repose sur trois enquêtes menées à deux reprises au cours de l'hiver 1994-1995 : une enquête téléphonique auprès de la population en vue d'apprécier l'importance de l'automédication et l'achat de médicaments, une enquête postale auprès de médecins pour évaluer le coût des consultations et prescriptions secondaires à ces consultations, une enquête auprès des services hospitaliers afin de mesurer l'importance du recours aux consultations et à l'hospitalisation.

Le coût moyen journalier des conséquences médicales et sociales à court terme de la pollution de l'air par les particules, au cours de la première période d'enquête s'élève, respectivement à 13000 F , 90000

F et 138 000 F à Chambéry, Grenoble et Lyon. Au cours de la seconde phase, à Lyon, ce coût journalier moyen s'élève à 150 000F. Si sur la base de ces résultats et des niveaux de particules observés quotidiennement à Grenoble et Lyon, on extrapole ces coûts à l'ensemble de l'année 1994, l'impact médico-économique à court terme de la pollution de l'air peut être estimé à Grenoble à une moyenne de 36,5 millions de francs, et à une moyenne de 52 millions de francs à Lyon. Cette évaluation d'un coût annuel n'a pu être effectuée à Chambéry, faute de données journalières sur la qualité de l'air.

7. Commentaires

Eléments positifs et intéressants :

- + Enquête originale réalisée sur trois agglomérations de tailles démographique et économique différentes.
- + Le coût médico-social de court terme apparaît comme bien appréhendé du fait que trois sources d'information sont exploitées : les ménages pour l'automédication, les médecins pour les consultations (généralistes et spécialistes) et les hôpitaux pour l'hospitalisation.
- + Distinction selon l'âge (- ou + de 12 ans) est importante quant aux effets de la pollution atmosphérique, les enfants étant plus sensibles.
- + Des similitudes importantes dans les résultats (surtout entre Lyon et Grenoble) font apparaître une faisabilité de transfert spatial de la méthode.

Eléments négatifs ou pouvant poser problème :

- Deux indicateurs de pollution de l'air sont considérés : SO₂ et poussières (fumées noires). Le SO₂ est supposé rendre compte de la teneur dans l'air des particules, en raison d'une bonne corrélation entre les particules et le SO₂. Cette corrélation peut-elle être viable au cours du temps ?
- La taille de l'échantillon est parfois faible rendant fragile la fiabilité de certains résultats.
- Les conditions atmosphériques (pluies, ..) posent problème pour le bon déroulement des enquêtes et conduisent à des corrections, qui reposent sur des hypothèses et choix méthodologiques pouvant affecter les résultats.
- Les dimensions qualitatives, sensibles (douleur, ...) ne sont pas évaluées, ni le coût privé supporté par la personne (manque à gagner professionnel de l'absentéisme, ...).

**AN EXPOST COST-BENEFIT ANALYSIS OF THE NITROGEN
DIOXYDE AIR POLLUTION CONTROL PROGRAM IN TOKYO
(Voorhes et al., 2000)**

TITRE : An expost Cost-Benefit Analysis of the Nitrogen Dioxide Air pollution Control program in Tokyo					
AUTEUR(S) : A Scott Voorhees, S Araki, R Sakai, H sato					
AFFILIATION(S) : Department of Public Health and Occupational Medicine, Graduate School of Medicine, University of Tokyo, Tokyo, Japan					
REFERENCE : J Air and Waste Manag. Asso. 50, 391-410					
Année de publication : 2000					
Période d'étude : 1973 à 1994					
Pays : Tokyo, Japan					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autres	1	2	1

1. Résumé

Les bénéfices et les coûts des politiques passées visant au contrôle du NO₂ à Tokyo sont estimés avec des données médicales, économiques, environnementales et démographiques relatives à la période allant de 1973-1994. Les bénéfices sont estimés comme des dépenses médicales et de temps de travail perdu à cause d'hypothétiques concentrations de NO₂ non contrôlées.

En prenant le coût médical moyen des maladies imputables à la pollution, la meilleure estimation nette du coût évité portant sur des flegmes et crachats chez les adultes a été de 730 milliards de yen (6,80 milliards de dollars, 1 dollar = 120 yen). La meilleure estimation obtenue dans le cas de maladies respiratoires est de 93 milliards de yen (coût de morbidité à court terme).

Concernant les pertes de salaires dues à de effets néfastes de la pollution, le coût estimé est de 760 milliards de yen (6,33 milliards de \$). Dans le cas des mères conduisant leurs enfants à l'école, le coût est de 833 millions de dollars. Sur la base de données spécifiques à Tokyo, les meilleurs coûts nets estimés s'élèvent à 280 milliards de yen soit 2,33 milliards de dollars. En considérant les bénéfices dégagés sur la santé humaine et sur la productivité, le meilleur ratio bénéfices/coûts obtenu a été de 6 à 1 (limite haute : 44 :1 et limite basse 0,3 :1). Le calcul des bénéfices est sensible aux hypothèses sur les émissions des sources mobiles et au fait que certains impacts sur la santé n'ont pas été inclus. Les calculs de coûts ont été fortement dépendants d'hypothèses sur les volumes de gaz issus des chaudières et les volumes de carburant consommé.

Dans un objectif de comparaison de résultats, les auteurs ont abordé d'autres études sur les maladies liées à la pollution de l'air. Les hypothèses à la base de la majorité des variables d'entrée de cette étude (durée des maladies, coûts des traitements médicaux, part des individus malades chez les enfants, pertes de salaires chez les mères travaillant) sont similaires à celles recommandées dans la littérature. Les estimations des salaires perdus chez les travailleurs malades et l'incidence de la

maladie par tête chez les adultes sont supérieures à beaucoup d'autres estimations fournies par ailleurs. L'état d'avancement des procédures d'analyse coût-bénéfice pour évaluer l'efficacité économique des contrôles du NO₂ à Tokyo recommande d'estimer les impacts et valeurs pour des bénéfices additionnels sur la santé humaine, les effets sur la santé de l'écosystème et sur la productivité, et les effets sur le système non-vivant en tant que bénéfices de réductions subordonnées à d'autres polluants. La présente étude suggère que les politiques passées de contrôle du NO₂ à Tokyo ont été dans leur globalité relativement efficaces.

2. Contexte

Le dioxyde d'azote est un polluant approprié pour mener au Japon une analyse coût-bénéfice (ACB) parce que les concentrations n'ont pas diminué au cours du temps et parce que le NO₂ génère des effets néfastes sur l'homme et la faune. Tokyo a été choisi en raison de l'existence de règlements stricts de la part des autorités nationales et municipales.

Sur la base d'une classification de l'OCDE, trois types d'effets de la pollution ont été identifiés : la santé (hommes, animaux et plantes), la productivité (pertes de temps de travail du fait de maladies, dommages aux récoltes, aux bâtiments, au stock vivant) et agréments (plaisir de visiter un lieu naturel, pertes de visibilité, bruit, odeur).

Les techniques d'évaluation de marché les plus appropriées pour valoriser les effets sur la santé et la productivité ont été identifiées, ainsi que les techniques de substitution de marché des méthodes contingentes pour les aménités. Dans cette ACB, la méthodologie du bénéfice de Freeman a été utilisée ainsi que les méthodologies du coût de Dixon et de l'agence américaine EPA pour évaluer l'efficacité économique des politiques environnementales passées. Les résultats obtenus sont comparés à ceux d'autres recherches.

3. Méthode

Utilisant le modèle de Freeman (1993), les bénéfices des contrôles passés du NO₂ ont été estimés à partir des dépenses médicales et des pertes en temps de travail de 1973 à 1994. Les concentrations hypothétiques de NO₂ qui seraient apparues sans la mise en œuvre de politiques de contrôle ont été estimées et comparées aux concentrations réelles postérieures aux contrôles pour l'année 1994. Les incidences sur la santé de ces concentrations hypothétiques ont été calculées à l'aide de fonctions dose-réponse et de la population susceptible d'être affectée. Les estimations sont distinguées en valeurs centrales, basses et hautes.

Les documents de référence sont le document des contrôles des coûts de l'agence EPA et la procédure de Dixon et al. (1994), notamment parce qu'elle est utilisée par la Banque Mondiale et la Banque Asiatique de Développement. Selon leur procédure, les coûts directs des politiques de contrôle passées ont été estimés comme des valeurs moyennes globales sur Tokyo et non par quartier, sur la base des données locales concernant les NO_x.

La méthodologie d'analyse des bénéfices

La méthode repose sur les trois relations fonctionnelles de Freeman : les impacts humains sur le niveau de la pollution, les catégories d'effets produits par l'homme, et la valeur des bénéfices de contrôle de la pollution.

La procédure d'analyse des bénéfices

Le calcul des accroissements hypothétiques de concentrations de NO₂ pour 1994 est établi par rapport à l'année 1972, dernière année avant la mise en place de contrôles de la pollution à Tokyo. Le nombre de sources génératrices de NO₂ est égal au nombre de déplacements de véhicules motorisés dans et en lien avec Tokyo pour chaque jour ouvrable pour l'année 1994. Le calcul des concentrations hypothétiques est basé sur l'application des taux d'émission des NO_x en kg/an des véhicules motorisés et des sources fixes au nombre de sources de NO_x pour 1994. L'accroissement net de NO_x en 1994 entre la situation hypothétique et la situation réelle est la différence entre la concentration hypothétique calculée comme le produit entre la concentration réelle (C_{2,94}) en parts par million (ppm) et le ratio entre les émissions hypothétiques en kg/an (E_{2,94}) et les émissions réelles (E_{1,94}).

$$CHANGE_{94} = C_{2,94} - C_{1,94} \quad C_{2,94} = RATIO_{94} * C_{1,94} \quad RATIO_{94} = E_{2,94} / E_{1,94}$$

$$E_{2,94} = (TAUX_{SF72} * SOURCE_{SF94}) + (TAUX_{MV72} * SOURCE_{MV94})$$

TAUX_{SF72} = taux d'émissions de NO_x par source fixe en 1972

TAUX_{MV72} = Taux d'émissions par véhicule motorisé

SOURCE₉₄ = Nombre de sources d'émissions de NO_x soit pour les véhicules motorisés (MV) soit pour les sources fixes (SF).

La valorisation des indices sur la santé et des pertes de surplus ou productivité :

Les estimations centrales des impacts en termes de morbidité ont été calculées en utilisant un facteur de risque de maladie (produit du rapport de probabilités lié au coefficient de régression logistique) et l'accroissement hypothétique de NO_x en 1994, le tout multiplié par la population susceptible d'être touchée.

La procédure d'estimation des incidences respiratoires supplémentaires utilise la formule de Ostro (1994) :

$$dH_i = b_i * POP_i * dA$$

dH : changement dans le risque sur la santé, b_i la pente de la courbe dose-réponse pour l'effet sur la santé i , POP_i est la population susceptible d'être affectée par l'effet i (adultes, enfants entre 5 et 12 ans, travailleurs) dA est le changement dans l'air ambiant de la pollution considérée, i est l'effet santé (flegme ou crachat pour adultes et travailleurs, maladies respiratoires faibles pour les enfants).

La productivité humaine est calculée ainsi :

$$PROD_{WORK} = dH_i * DUR * [6 \text{ jours de travail} / 7 \text{ jours}] / (365 \text{ jours/an})$$

$$PROD_{MOTHER} = dH_{LRI} * DUR * workmother * [6 \text{ jours de travail} / 7 \text{ jours}] / (365 \text{ jours/an})$$

dH_{LRI} : changement peu important dans l'incidence sur les maladies respiratoires exprimé en nombre de cas ;

dH_i : changement dans l'incidence sur les flegmes/crachats exprimé en nombre de cas ;

DUR : durée de la maladie due à pollution, en nombre de jours ;

PROD : productivité perdue par la survenue d'une maladie, exprimée en années de travail ;

WORKMOTHER : % de mères d'enfants de 5 à 12 ans à Tokyo ayant un travail (64%).

La valorisation des impacts sur la santé humaine et la productivité :

$$VMED = (dH_i * MEDCOST) + (dH_{LRI} * MEDCOST)$$

$$VPROD = (PROD_{WORK} * WAGE) + (PROD_{MOTHER} * WAGE)$$

PROD : productivité ;

MEDCOST : dépenses médicales pour maladies dues à pollution ;
 V : valeur de l'exposition au NO₂ ;
 WAGE : salaire moyen à Tokyo
 MED : médical

La méthodologie d'analyse des coûts

Les coûts associés aux politiques environnementales concernent trois secteurs : privé, du gouvernement et de la société, d'après Dixon et al.

Les coûts directs du privé comprennent le coût du capital et le coût d'exploitation. Les coûts indirects de la pollution peuvent être un changement dans la production d'une entreprise en raison d'engagements de plus de moyens dans la lutte contre la pollution. Cela peut passer soit par des licenciements soit par une hausse des prix des biens et services produits. Si le gouvernement octroie des aides financières ou des exemptions de taxe pour réguler l'industrie, il ne faut pas alors relier les prix des entreprises au marché car ils peuvent ne pas refléter la réalité des prix. Quand il y a présence d'aides gouvernementales ou de contrôles, le prix du marché tend à minimiser le coût réel par un « quasi-prix ».

Les coûts gouvernementaux consistent en une portion des budgets des agences de régulation locales et nationales dévolue au développement de programmes environnementaux.

Les coûts supportés par la société, ou coûts d'opportunité, sont les revenus généralement prévus de l'utilisation d'une ressource qui ne pourront être créés car cette ressource est utilisée dans la régulation environnementale. Ce sont par exemple les utilisations alternatives de taxes allant à des agences pour l'environnement qui participent au programme de contrôle du NO₂. Ces coûts sont également les coûts plus élevés que paient les utilisateurs de biens qui ont été produits avec émissions de NO_x, tels que l'électricité.

La procédure d'estimation des coûts

Les coûts directs des activités génératrices de fumées et de suies :

Aucune donnée ne liste les équipements de contrôle des 13 611 sources fixes de NO_x à Tokyo. Les données ont été recueillies notamment auprès de sociétés d'incinération. Pour estimer le coût des techniques de contrôle des combustions à faible NO_x, il a été nécessaire d'identifier d'abord les volumes de gaz des chaudières produits par ces activités, données collectées par l'agence de l'environnement japonaise (JEA) auprès des activités pour 7 classes de volumes de gaz. Le nombre d'activités dans chaque classe de gaz a alors été calculé. En l'absence d'information sur la distribution des volumes de gaz dans chaque classe, le point moyen de chaque classe de volume de gaz émis a été estimé comme représentatif du volume de gaz de toutes les sources à l'intérieur de chaque classe de volume, à l'exception de la plus petite (< 5000 Nm³ de gaz par heure), à laquelle la valeur de 5000 a été assignée, et la plus grande (>500 000 Nm³) à laquelle la valeur de 500 000 a été assignée.

Les coûts directs de contrôle de la pollution pour les véhicules à moteur :

Les coûts sont calculés comme suit :

$$RED_{MV94} = (RATE_{MV72} * NUMSOURCE_{MV94}) - E1_{MV94}$$

$$RED_{BUS} = RED_{MV94} * CON_{BUS} \text{ (même procédure pour les voitures et pour les camions)}$$

$$TCOST_{MV} = (RED_{BUS} * COST_{BUS}) + (RED_{TRUCK} * COST_{TRUCK}) + (RED_{CAR} * COST_{CAR})$$

Avec :

RED : réduction de NO_x en kg/an grâce au contrôle de pollution

CON : contribution en % de chaque type de véhicule aux émissions de NO_x, pour les véhicules à moteur (BUS, voitures et camions).

NUMSOURCE : le nombre de sources de NO_x

TCOST : total du coût du contrôle du NO_x

Les coûts gouvernementaux et les coûts d'opportunité pour la société :

Les données ont été collectées par l'agence japonaise de l'environnement. Une estimation du budget des mesures comptables concernant le NO_x de tous les autres ministères et agences a été calculé en utilisant le ratio des coûts de l'agence japonaise de l'environnement pour les mesures relatives au NO_x rapportés au budget total du JEA pour la pollution et ce ratio étant multiplié par le budget total pour les mesures contre la pollution de tous les autres ministères et agences.

4. Résultats

Le total des émissions de NO_x non contrôlées en 1972 étaient de 96,364 millions kg. Le nombre de véhicules motorisés à Tokyo en 1994 a été évalué à 9,4 millions. Le total des émissions de NO_x contrôlées était de 55,3 Mio. kg. Le total des émissions hypothétiques en 1994 a été estimé à 151 Mio. kg. Ainsi le ratio entre NO_x non contrôlés et contrôlés est-il de 2,7.

Les ratios de probabilité

Concernant les fonctions dose-réponse, la fonction établie à Jakarta par Ostro (1994) est réutilisée. Le ratio de probabilité utilisé pour la survenue de flegmes et crachats est 1,08/0,091 parts par million pour une hausse de la concentration maximale de NO₂ en extérieur sur une heure. Pour les problèmes respiratoires chez les enfants, le ratio de probabilité utilisé est de 1,2/0,015 ppm pour un changement à long terme (2 semaines) de la concentration de NO₂.

A l'aide de ces ratios de probabilité, les auteurs représentent sous forme cartographique les incidences en excès par personne pour les maladies respiratoires chez les adultes, les enfants, les travailleurs considérés comme ayant été présents en 1994 en l'absence de contrôle de la pollution par le NO₂. Le résultat aboutit à plus de malades pour les adultes et les travailleurs mais pas pour les enfants.

Valeur des effets du NO_x sur la santé humaine et la productivité

Les estimations des bénéfices médicaux et des salaires de contrôle du NO_x ont été calculés par circonscription électorale et par ville dans l'agglomération de Tokyo en 1994. Les résultats principaux sont

- Les coûts médicaux évités pour les adultes sont estimés à 6,05 milliards de dollars/an,
- Les coûts médicaux évités pour les enfants sont estimés à 775 millions de dollars/an
- Les coûts évités en perte de salaire pour les travailleurs ont été estimés à 6,33 milliards de dollars/an,
- Les coûts évités en perte de salaire pour les mères s'occupant de leurs enfants malades ont été estimés à 833 millions de dollars/an

Les estimations de coûts de contrôle de la pollution

Les coûts moyens totaux de contrôle de la pollution pour les établissements émettant des suies et fumées ont été estimés à 2,17 milliards de dollars. Pour les véhicules à moteur, les coûts les plus élevés ont été estimés pour les voitures en carburant pauvre à 79,2 millions de dollars. Les coûts totaux pour véhicules à moteur ont été estimés à 117 millions de dollars. Les coûts gouvernementaux

totaux ont été estimés à 19,2 millions de dollars. Le total des coûts a été estimé à une moyenne de 2,33 milliards de dollars.

Finalement, le meilleur ratio coûts-bénéfices net est de 6 :1 entre les bénéfices sur la santé humaine et le travail d'un côté et les coûts de contrôle de la pollution de l'autre.

Biais potentiels dans les estimations

Cette étude permet de calculer les coûts de contrôle directs supportés par les industries et le gouvernement mais ne permet pas d'estimer les coûts indirects supportés par les industries de régulation, de la régulation du NO₂ et les coûts d'opportunité pour Tokyo.

Comparaison des rapports cout-bénéfice

Les ratios coût-bénéfice peuvent différer fortement d'une étude à l'autre selon le polluant considéré. Les ratios obtenus par Krupnick et al. (1998) dans leur étude concernant le contrôle des NO_x à partir de toutes les sources de NO_x dans la Chesapeake Bay dans le but d'éviter les effets de l'ozone et protéger le milieu aquatique s'étalent entre 0,07 :1 et 0,08 :1. Les effets sur la santé qu'ils évaluent étaient dus à l'exposition à l'ozone et non au NO₂. Ceci montre la différence philosophique qu'il y a entre contrôler les NO_x pour réduire les niveaux d'ozone aux Etats-Unis et contrôler les NO_x pour réduire le NO₂ ambiant au Japon.

D'après les auteurs, Krupnick et al. ne valorisent pas la productivité perdue comme un bénéfice, ce qui pourrait expliquer pourquoi leurs ratios bénéfice/coût ont été d'un ordre de magnitude de 1 inférieur à ceux de la présente étude.

5. Conclusion

Cette analyse coût-bénéfice suggère que globalement les politiques de contrôle ont été efficaces, avec approximativement 6 yen de bénéfice pour 1 yen de coût.

Plusieurs problèmes méthodologiques demeurent, notamment l'estimation des bénéfices écologiques en tant que coûts indirects pour l'industrie et coûts d'opportunités pour la société, qui n'a pas été menée dans cette étude.

Les effets les plus faciles à valoriser par une évaluation de marché sont les effets sur la santé et sur la productivité. Les aménités sont plus à même d'être traitées par un marché de substitution, utilisant soit la méthode d'évaluation contingente soit la méthode des prix hédonistes.

6. Commentaires

Eléments positifs :

+ Un travail important de recueil de données sur place permet de chiffrer de façon globale des coûts des dommages sur la santé et des pertes de surplus sur Tokyo.

+ Toute la méthode de calcul des coûts liés à la pollution entre la situation observée et une situation hypothétique sans contrôle est très intéressante car elle aboutit à un résultat en différentiel qui fait abstraction des unités, et des erreurs pouvant affecter les montants absolus, et s'intéresse à l'impact relatif des politiques de contrôle.

+ La comparaison des ratios obtenus avec des méthodes différentes et pour des objectifs différents montre très bien l'impact central du choix de la méthode et du type d'évaluation visé.

Eléments négatifs :

- Il serait en effet important d'intégrer le calcul des coûts indirects pour l'industrie et des coûts d'opportunité pour la société des bénéfices écologiques retirés des contrôles et de baisses de pollution.

7. REFERENCES

Freeman A.M. III (1993), *The measurement of environmental and resource values : theory and methods* ; Resources for the future : Washington DC.

Dixon J.A., Fallon Scura L., Carpenter R.A., Sherman P.B. (1994), *Economic analysis of environmental impacts* ; Earthscan, in association with the Asian Development Bank and the World Bank : London.

Ostro , B. (1994), « Estimating the health effects of air pollutants : a methodology with an application to Jakarta » ; World Bank : Washington, DC, *Policy Research Working Paper 1301*.

Krupnick A., McConnell V., Austin D., Cannon M., Stoessel T., Morton B. (1998), « The Chesapeake Bay and the control of NOx Emissions : A Policy Analysis »; Resources for the future : Washington DC, *Discussion Paper 98-46*.

AIR POLLUTION AND SICK-LEAVES (Hansen, Selte, 2000)

TITRE : Air pollution and sick-leaves					
AUTEUR(S) : Hansen, Selte					
AFFILIATION(S) : statistics Norway, Oslo ; Norwegian Competition Authority					
REFERENCE : Environmental and Resource Economics, 16, 31-50.					
Année de publication : 2000					
Période d'étude :					
Pays : Norvège (Oslo)					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 1 : productivité	Non	2	1

1. Résumé

Au cours de la dernière décennie de nombreuses études se sont penchées sur la relation entre la pollution de l'air et les effets sur la santé humaine. Dans cette étude, les auteurs cherchent à savoir comment ces effets réduisent la productivité du travail en augmentant le nombre de congés de maladie, qui est par ailleurs un facteur important dans l'évaluation des coûts de la pollution de l'air dans les aires urbaines. Dans cet objectif, un modèle logit utilisant des données sur les congés de maladie d'un grand établissement d'Oslo et des données sur la pollution est employé. Les résultats indiquent que les congés de maladie sont significativement associés aux particules (PM10), tandis que l'association avec les SO₂ et NO₂ est plus ambiguë.

2. Contexte

Les effets sur la santé génèrent des coûts économiques purs en termes de traitements médicaux ou de pertes d'efficacité due à un nombre croissant de congés de maladie et une force de travail réduite. Il y a aussi perte d'efficacité du fait que certaines personnes malades sont tout de même présentes au travail mais fournissent un effort moindre. Peu d'études se sont intéressées aux effets de la pollution sur les congés de maladie et la réduction de productivité. Une relation économétrique entre pollution et congés de maladie pour les adultes ayant un emploi, sur la base de données norvégiennes (Oslo), est donc recherchée. La majorité des études sur ce sujet sont focalisées sur la méthode des journées sans travail (WLD : work loss days,) et des journées avec restriction d'activité (RAD : restricted activity days).

La pollution peut affecter les congés de maladie par les effets sur le système respiratoire. Ces effets influent sur la probabilité de tomber malade et donc de rester chez soi. L'hypothèse est que quel que soit l'effet sur la santé, la pollution de l'air peut avoir un impact sur les congés de maladie. Plusieurs polluants sont considérés : les particules, le NO₂, le SO₂, et l'Ozone (O₃). Une relation avec les effets sur la santé pouvant être observée même pour des niveaux très faibles (comme dans le cas des particules), il n'y a pas de valeur plancher considérée dans cette étude. La température se présente comme un facteur confondant dans les séries chronologiques confrontant pollution de l'air et congés de maladie. La température du matin a un effet psychologique sur la décision de rester à la maison ou d'aller au travail. Il peut aussi y avoir des synergies entre la température, l'humidité et la pollution de

l'air affectant la santé humaine en particulier celle des asthmatiques. L'exposition à la pollution est alors considérée comme une fonction de la pollution ambiante.

3. Méthode

Il est considéré que les employés sont soit au travail soit en congés de maladie. $Y_{it} = 1$ si l'employé i est absent le jour t de travail et $Y_{it} = 0$ sinon.

$$p_{it} \equiv \Pr(Y_{it} = 1) \quad q_t = \frac{m_t}{N_t} \quad m_t = \sum_{i=1}^{N_t} Y_{it} \quad \left| \begin{array}{l} N_t : \text{nombre d'employés qui devraient être présents le} \\ \text{jour } t \\ m_t : \text{nombre d'absents} \end{array} \right.$$

Les caractéristiques individuelles (sexe, âge, éducation, revenu, habitudes de fumer) sont probablement des déterminants importants des congés de maladie. Le travail porte toutefois sur des données agrégées et non sur chaque individu i .

La probabilité agrégée p_t est fonction du vecteur z_t de données indépendantes, contenant des variables de pollution (particules, SO₂, NO₂, signe attendu des variables positif), la température, un facteur de trend et un paramètre β à estimer [$P_t = g(z_t, \beta)$]. La variable pour la température tient compte de la température du matin du jour même et la température moyenne de la semaine (variables de signe négatif attendu). La variable de trend rend compte d'un déclin du ratio des congés de maladie au cours des dernières années en Norvège (signe négatif).

Aucun effet de court terme de la pollution est considéré après sept jours suivant l'exposition, et le niveau de pollution d'un jour donné n'affecte pas les congés de maladie avant le jour suivant.

Le modèle

Un modèle économétrique est construit. La fonction de distribution $g(\cdot)$ a une forme logistique. Cette hypothèse tient au fait que les données utilisées sont comptables et ne contiennent pas de valeur nulle.

$$p_t = \Lambda(z_t, \beta) \equiv \frac{1}{1 + \exp(-z_t, \beta)}, \quad \Lambda \text{ est la fonction logistique de densité cumulée.}$$

$$\text{Effet marginal d'une hausse d'une variable exogène : } \frac{\partial p_t}{\partial z_{it}} = \Lambda'(z_t, \beta) \beta_i = \frac{e^{z_t, \beta}}{(1 + e^{z_t, \beta})^2} \beta_i$$

Les données

Les données de pollution sont issues de deux stations d'enregistrement situées en centre-ville qui sont protégées contre l'influence directe du trafic. Les concentrations moyennes sur 24 heures sont disponibles quotidiennement en hiver. Les données vont de l'hiver 90/91 à l'hiver 95/96 (repérées en 6 périodes). Les concentrations de NO₂ et SO₂ sont mesurées sur toutes les périodes. Les séries des particules sont en revanche incomplètes. Les mesures régulières sur les particules ont débuté à la période 5, avant elles ne concernaient que les fumées noires. Une corrélation a été déterminée entre fumées noires et particules (PM10=0,82*F. noires avec $t=38,8$ (et non une relation d'égalité entre les deux variables comme le font Dockery et Pope). Mais ils conservent les deux variables sur chaque période concernée et une variable muette est introduite pour distinguer les effets des fumées noires et des particules sur l'ordonnée à l'origine. La température est aussi mesurée quotidiennement. La température du matin (7 a.m.) rend compte de l'effet aigu et la température moyenne des 7 jours précédents traduit l'effet de moyen terme.

Valeurs moyennes observées quotidiennement

Variabes	Moyenne
PM10, µg/m ³	24,46
Fumées noires, µg/m ³	26,72
NO ₂ , µg/m ³	40,93
SO ₂ , µg/m ³	10,79
Temp. Du matin, C°	-1,03
Congés de maladie en %	4,03

Sources : Statistics Norway, ODEH, NILU et DNMI.

Corrélations entre les observations quotidiennes

	Corrélation				
	F. noires	NO ₂	SO ₂	Température matin	Congé maladie
PM10	0,68	0,64	0,42	-0,34	0,17
F. noires		0,79	0,54	-0,28	0,01
NO ₂			0,48	-0,37	0,05
SO ₂				-0,29	0,11
Température matin					-0,19

Sources : Statistics Norway, ODEH, NILU et DNMI.

Le SO₂ a connu une forte baisse au cours de la période et est bien plus faible que dans d'autres études épidémiologiques. Une forte corrélation apparaît entre NO₂ et les fumées noires mais pas suffisamment pour biaiser les résultats.

Pour les congés de maladie en Norvège, il est possible de prendre 3 jours sans certificat médical et ceci 5 fois dans l'année. Au-delà, il faut un certificat médical d'arrêt de travail. Une compensation complète du salaire est garantie dès le premier jour de maladie même sans arrêt de travail du médecin. Le nombre d'arrêts de maladie concerne une entreprise située dans le centre-ville, près des stations d'enregistrement de la pollution. Le nombre de congés de maladie imputables à la pollution s'élève à 716 sur la base de 1500 employés, la part des employés en congés de maladie variant entre 2,4 et 8,2% avec une moyenne de 4,03%.

4. RESULTATS

Dans un premier temps, le modèle a été estimé avec toutes les variables exogènes. Finalement, les deux polluants NO₂ et SO₂ ont été exclus ayant des coefficients non significatifs et des signes changeant selon les spécifications.

Variables considérées et estimations du paramètre β

<i>Avec Indépendance sérielle</i>	Valeur moyenne	Toutes les variables	NO2 et SO2 exclus
Constante		-3,15 (-38,59)*	-3,33 (-42,93)
PM10	24,22	0,0069 (3,53)	0,0052 (2,71)
F. noires	27,12	-0,0025 (-2,40)	-0,00096 (-1,17)
Var. muette (1 si F. noires ; 0 si PM10)	0,65	0,18 (3,17)	0,24 (4,07)
NO2	41,56	0,00018 (0,16)	-
SO2	10,79	0,00064 (-0,27)	-
Température moyenne	0,20	-0,0048 (-3,61)*	-0,0098 (-3,37)
Température Matin	-1,27	-0,0036 (-1,64)	-0,0024 (-1,08)
Trend (1 pour 91, 2 pour 92, ...)	3,68	-0,042 (-3,87)	-0,0013 (-0,13)
R ² ajusté		0,103	0,11

Variable expliquée : Part des employés en congés de maladie : 0,0406

N (Nombre de jours : 476 dans 1er cas et 560 dans le second)

*(t student)

Les R² sont faibles, mais ceci n'est pas étonnant en raison de l'utilisation de données journalières et sans considération des caractéristiques individuelles. De plus, d'autres facteurs que la pollution jouent sur les congés de maladie. Les résultats indiquent toutefois que les PM10 présentent une petite part significative dans la part des personnes en congés de maladie. Les PM10 affichent en effet une relation stable, positive et significative avec les congés de maladie dans toutes les spécifications. En comparaison avec d'autres études, les résultats sont considérés comme raisonnables.

En termes de variations, un changement dans la concentration des PM10 d'une unité sur l'accroissement des congés de maladie est de 0,019 et 0,027 points de pourcentage. L'effet sur la hausse des congés de maladie est de 0,58% quand la part moyenne des employés en congés de maladie est de 4%. Ainsi pour une firme de 1000 employés, l'impact d'un accroissement des PM10 de 10 unités est 2,3 fois plus de congés de maladie sur la saison d'hiver de 120 jours de travail. Diviser la concentration des PM10 par deux, de 24,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ à 12,3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans Oslo pourrait alors, selon le modèle, réduire les jours de congés de maladie de 7%.

L'effet de la température du matin est non significatif excepté quand la température moyenne sur la semaine est exclue et que l'autocorrélation n'est pas prise en compte. Il n'est donc pas possible de dire, aux vues des résultats, que la température du matin a un effet sur la prise d'un congé de maladie le jour même. En revanche, la température moyenne sur une semaine a un effet négatif significatif sur les congés de maladie. Plus la température est faible plus la probabilité d'être malade et absent du travail est élevée.

Aucun effet n'a été trouvé ni pour le NO2 ni pour le SO2 quelle que soit la spécification. La raison pour le SO2 principalement, est que la concentration du polluant à Oslo est très basse comparée à d'autres villes où des effets avaient été rapportés. La variable de trend a un impact négatif, et est significative, excepté quand les polluants NO2 et SO2 sont écartés. Le fait que le signe soit négatif s'explique par le fait que le nombre de congés de maladie a diminué en Norvège de 1992 à 1995.

5. CONCLUSION

L'étude montre que, sur la base de données norvégiennes, la pollution de l'air a des effets négatifs sur la productivité de la force de travail. Les PM10 ont un effet significatif, alors que les fumées noires n'en ont pas, ni les polluants SO2 et NO2. Ainsi, les résultats indiquent que la pollution de l'air génère des coûts sur le commerce et l'industrie, à travers des congés de maladie plus élevés.

6. COMMENTAIRES

Eléments positifs :

+ Le récepteur considéré, congés de maladie, est intéressant et rarement étudié dans le cadre de l'étude des impacts de la pollution de l'air.

+ La prise en compte d'autres facteurs que les polluants, la température principalement, est très pertinent du point de vue méthodologique, surtout en Norvège, car cela permet de neutraliser d'éventuels importants effets confondants.

Eléments négatifs :

- L'étude ne va pas jusqu'à chiffrer, à l'aide d'une valeur monétaire, la perte occasionnée par les jours de congés de maladie supplémentaires engendrés par la pollution. La méthode resterait simple, et a été appliquée souvent, elle consisterait à considérer le coût de la journée de travail pour l'entreprise et éventuellement les soins médicaux.

- La recherche en termes de chiffrage financier de la baisse de productivité serait intéressante.

- Le fait de ne considérer qu'une seule entreprise peut engendrer des biais quand à la nature de l'activité considérée, qui présente peut être de part ses éventuelles contraintes plus de tendance à la prise de congés de maladie.

- Le fait de ne pas intégrer les caractéristiques individuelles pose problème car cela ne permet pas de tester la fiabilité de l'échantillon et sa représentativité par rapport à la population de la ville en termes d'âge, de sexe, de revenu, ... même si en effet aucune agrégation à l'échelle de la ville n'est effectuée. Mais ceci interdit alors toute généralisation des relations trouvées.

Le fait que les congés de maladie peuvent être pris 5 fois dans l'année sans certificat médical et avec garantie de compensation salariale totale dès le premier jour est peut être un facteur déterminant sur la probabilité de prendre ces jours et de surcroît selon le type d'emploi (travail répétitif sans responsabilité, ...).

Coûts de la maladie et prise en compte des décès

ASSESSING THE HEALTH BENEFITS OF REDUCING PARTICULATE MATTER AIR POLLUTION IN THE USA (Ostro, Chesnut, 1998)

TITRE : Assessing the health benefits of reducing particulate matter air pollution in the USA					
AUTEUR(S) : B. Ostro *, L. Chestnut +					
AFFILIATION(S) : *Office of Environmental Health Hazard Assessment, California EPA/ +Hagler Bailly Services, Inc. Colorado					
REFERENCE : Environmental research , section A 76, p.94-106, (1998), Article n°ER973799 ; received March 27, 1997					
Année de publication : 1998					
Période d'étude : 1994-1996					
Pays : USA					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : autre	0	2	1

1. Résumé

Des standards nationaux ont été établis pour les particules PM₁₀ et sont en cours pour les particules PM_{2,5}. Les deux types de particules ont été associés avec la mortalité et la morbidité dans des études américaines ainsi que dans d'autres pays. Un niveau de sécurité de particules est difficile à identifier de façon non ambiguë. Les concentrations de PM₁₀ ont été significativement réduites dans les grandes villes américaines au cours des deux dernières décennies et relativement peu de localisations continuent de présenter des niveaux supérieurs aux standards nationaux. Cependant, les nouveaux standards pour les particules PM 2,5 vont nécessiter des réductions bien plus importantes des concentrations de particules ainsi que des dépenses supplémentaires de contrôle des émissions. L'information au sujet des bénéfices économiques et de santé de concentrations plus faibles sont importantes : (1) les coûts attendus d'autres réductions de particules (PM) s'accroissent quand les options les moins coûteuses sont épuisées, et (2) il y a une incertitude à propos de l'existence d'un niveau plancher sûr pour les PM. Ce papier développe et applique une méthode de quantification des bénéfices de réductions potentielles des particules dans l'air ambiant. Malgré des incertitudes méthodologiques, les résultats indiquent que les bénéfices annuels de santé à l'échelle des USA d'une réduction aux nouveaux standards relatifs aux PM_{2,5} pour 1994-1996 sont estimés entre 14 et 55 milliards de dollars annuellement, avec une moyenne de 32 milliards de dollars¹.

2. Contexte

Des recherches récentes sur les PM₁₀ ont montré de fortes associations consistantes entre l'occurrence d'effets néfastes sur la santé et les expositions à des concentrations ambiantes en dessous des standards de qualité de l'air (NAAQS : *national ambient air quality standards*).

¹ 1 dollar = 1,0627 au 29 décembre 2000.

3. Méthode

Les composants nécessaires à l'analyse sont :

- une relation quantitative entre les concentrations ambiantes et les effets sur la santé (fonction dose-réponse),
- la taille de la population susceptible d'être affectée,
- les changements prévisibles dans les concentrations de polluants (entre le niveau actuel et les objectifs)
- la valeur économique d'une incidence de la réduction de pollution.

Toutes ces données sont présentes pour l'analyse, issues de divers travaux épidémiologiques et économiques. Il y a toutefois de fortes incertitudes sur les relations économiques et épidémiologiques. Une tentative de quantification de l'incertitude est menée dans ce travail, en établissant des fourchettes de valeurs et en donnant un sens réaliste à ces valeurs plutôt que de se limiter à une valeur centrale. Un point important est d'avoir conscience qu'il n'existe pas de procédure standardisée pour l'analyse de l'incertitude lors d'une évaluation de ce type. Le choix revient soit à communiquer une « bonne » estimation (au sens statistique) avec un intervalle de confiance raisonnable soit à livrer des incertitudes qui sont importantes pour la prise de décision.

La méthode utilisée est une analyse quantitative de l'incertitude (Rowe et al.) pour caractériser le premier niveau d'incertitude (l'incertitude statistique liée à la variabilité entre les études de la relation concentration-réponse et des paramètres économiques d'évaluation). Des estimations haute, centrale et basse sont donc fournies. Chacune se voit assigner une pondération de probabilité (égaux à 100% pour chaque type d'effet sur la santé et chaque type de valeur monétaire). Une distribution de probabilité des estimations des bénéfices sur la santé est ensuite établie. Un choix dans les paramètres hauts ou faibles, est à effectuer sur la base de différents fondements conceptuels. Le choix dans cette étude est de considérer une fourchette de valeurs qui ont une probabilité significative d'être correctes.

Les fonctions dose-réponse sont issues d'études épidémiologiques existantes. Une discussion sur les incertitudes et la qualité des études est menée. L'approche faite dans ce papier a recours à des résultats issus de méta-analyses. Pour la détermination des concentrations de polluants actuels et des objectifs, les auteurs ont procédé notamment à une comparaison des concentrations actuelles de PM10 et des concentrations prévues sous le nouveau standard pour les PM2,5. Des études suggèrent que dans la moitié Est des USA, le ratio PM2,5 sur PM10 serait de 0,6. A l'Ouest, les PM2,5 tendraient à représenter une part plus petite des PM10. Le problème est que ce ratio varie bien plus fortement que cela, d'une localisation à l'autre.

Les concentrations sont recensées par l'Environmental Protection Agency (EPA). Les données portent sur la période de 1994 à 1996. Ces données montrent une petite et continue réduction des PM10 dans la majorité des localisations. Les données de 865 stations d'enregistrement de 502 localisations représentant 57% de la population sont utilisées. L'exclusion de 43% de la population tend à sous-estimer les bénéfices nationaux évalués d'après les auteurs. Cependant, les surfaces couvertes sont surtout des zones rurales à faibles concentrations de PM10. Trois objectifs possibles pour les PM10 ont été sélectionnés (12 µg/m³, 15 µg/m³ et 20 µg/m³).

Détermination de l'évaluation économique des effets sur la santé

L'évaluation économique de changements dans les impacts sur la santé reflète l'impact sur la qualité de vie globale des individus affectés. Cela inclut à la fois les dépenses privées comme les coûts médicaux et les pertes de revenus (autrement dit le coût de la maladie : CDM) et des effets sur le bien-être, comme la peine, l'inconfort ou des restrictions d'activité sportives.

Pour la majorité des effets, le consentement à payer (CAP) est plus difficile à estimer que le CDM. Dans la littérature, les travaux sur le CAP donnent les risques de décès et de bronchite chronique comme les principaux effets des PM10. Les auteurs affirment toutefois que le CAP n'est pas évalué pour tous les effets, et quand ils ne le sont pas le recours à la méthode du coût de la maladie est alors fait. Les estimations faites par cette dernière méthode sont ajustées à la hausse par un facteur de 2 pour s'accommoder de l'évidence selon laquelle, pour un effet sur la santé donné, le CAP est meilleur que le coût de la maladie.

L'évaluation monétaire des effets sur la santé

Sur la mortalité :

Les estimations de CAP pour de petits changements dans le risque de décès sont passés en revue pour la qualité d'application en politique environnementale. La plupart des études empiriques portant sur de tels arbitrages ont examiné les suppléments de salaire associés à différents niveaux de risque de mortalité au travail. Les estimations qui ont découlé des études de préférences révélées aboutissent aux résultats suivants : pour une réduction du risque de mortalité de 10^{-4} par personne, le CAP varie entre 250\$ et 900\$ par an. A partir des études de préférences déclarées, la fourchette est de 200\$ à 500\$ pour une réduction du risque annuel de 10^{-4} par personne. Bien que ces estimations soient basées sur le CAP pour réduire un risque d'accidents au travail ou en voiture, Fisher et al. concluent qu'ils sont appropriés pour évaluer les risques de mortalité dus à la pollution de l'air. Une forte incertitude apparaît alors sur la pertinence d'utiliser ces estimations du fait que les populations concernées diffèrent, étant notamment plus âgée dans le second cas, avec une santé plus fragile alors que de l'autre côté se sont des personnes en âge de travailler. Les personnes âgées pourraient avoir un CAP plus faible de 25% par rapport à une personne en âge de travailler (Jones-Lee et al.).

Le CAP pour le risque de mortalité a été calculé en deux temps. D'abord des estimations basse (260\$/an), centrale (460\$/an) et haute (930\$/an) ont été sélectionnées dans la littérature pour la population en âge de travailler et un changement de 10^{-4} dans le risque annuel. Ces estimations ont été ajustées en supposant que 85% de la mortalité liée à la pollution concerne la classe d'âge des 65 ans et plus et que le CAP des personnes âgées pour réduire leur risque de mortalité est 25% plus faible que celui des personnes en âge de travailler : les résultats sont, alors respectivement de 210\$, 360\$ et 730\$/an. Les poids de probabilité (reflétant l'incertitude des estimations en CAP pour de petits changements dans le risque de décès accidentel) sont : 50% pour la valeur centrale, 33% pour la valeur basse et 17% pour la valeur haute.

Sur la morbidité :

Le risque porte sur le développement d'une bronchite chronique. Les résultats proviennent d'une sélection d'études sur le CAP pour de nouveaux cas de bronchite attribués aux PM10 (Viscusi et al., Krupnick et al.). Plusieurs études de préférences déclarées incluent aussi d'autres effets comme les symptômes respiratoires aigus. Pour les effets pour lesquels un CAP n'était pas disponible, comme les admissions à l'hôpital et les visites aux urgences, les valeurs du coût de la maladie ont été utilisées et ajustées à la hausse, toujours en raison du fait que le coût de la maladie est supposé ne pas refléter normalement la valeur globale de l'évitement d'un effet sur la santé. Le ratio CDM sur CAP est particulier à chaque effet, un ajustement basé sur des études existantes ne peut donc être qu'une approximation considérée comme améliorant l'évaluation. Rowe et al ont passé en revue trois études qui estimaient à la fois le CAP et le CDM pour les mêmes effets sur la santé. Ils ont rapporté que les ratios totaux sociaux de CAP/CDM variaient entre 1,3 et 2,4. Un ratio de 2 a été retenu sur la base de ces résultats. Ainsi quand le CAP n'est pas disponible, les auteurs ont recours au coût de la maladie ajusté.

Estimation monétaire selon les effets sur la santé

effets	Estimation par occurrence (en dollars 1995)			Méthode
	Basse	centrale	haute	
Mortalité prématuré	2 100 000	3 600 000	7 300 000	CAP
Bronchite chronique chez des adultes	150 000	220 000	390 000	CAP
Hospitalisation pour problèmes respiratoires	7 000	14 000	21 000	CDM ajusté
Hosp. pour problèmes cardiaques	7 500	15 000	22 500	CDM ajusté
Visite aux urgences	260	520	780	CDM ajusté
Bronchite aiguës chez les enfants	165	330	495	CDM ajusté
Jour avec restriction d'activité	31	62	93	CAP et CDM ajusté
Jour avec symptômes asthmatiques	13	37	60	CAP
Jour avec symptômes respiratoires aigus	6	12	17	CAP
Pondération de probabilité pour les effets de morbidité	33,3%	33,4%	33,3%	

CDM ajusté = CDM*2 pour être proche du CAP

Sources diverses

Des jours peuvent être inclus dans différents effets sur la santé. Pour éviter les doubles-comptes, il est nécessaire de soustraire certaines des catégories qui se recoupent potentiellement. Les coûts fournis ci-après sont nets des soustractions effectuées.

4. Résultats

Les tableaux suivants donnent les bénéfices annuels sur la santé estimés si les concentrations de PM10 (ou équivalent PM2,5) étaient réduites sur la période 1994-1996 de 12, 15, ou 20 µg/m³.

Le nombre de cas évités et les valeurs monétaires associées sont nets après soustraction :

- Les visites aux urgences nettes sont le total des visites moins le total des admissions à l'hôpital.
- les jours d'activité réduite (nets) sont le total de ces jours moins les jours passés à l'hôpital, les visites aux urgences nettes et les jours avec des symptômes asthmatiques chez les adultes.
- les jours avec symptômes respiratoires aigus (nets) sont le total de ces jours moins le total des jours avec activité réduite.

Bénéfices annuels sur la santé estimés pour une réduction des concentrations de PM10 à 15 µg/m³ (équivalent PM2,5)

Effets sur la santé	Cas annuels évités (milliers)			Valeur annuelle (mio. dollars 95)		
	bas	central	haut	10 ^{ème} centile	moyenne	90 ^{ème} centile
Décès prématuré	3,2	7,2	11,2	11 477,9	26 365,3	52 367,9
Bronchite chronique chez adultes	7,7	15,6	23,8	1 690,0	3 978,8	6 091,7
Hosp. pour problèmes respiratoires	1,9	3,3	4,8	13,1	46,8	100,4
Hosp. pour problèmes cardiaques	1,0	1,2	1,4	7,2	17,8	31,3
Visite aux urgences	43,1	91,1	135,2	21,9	46,8	72,2
Jour avec symptômes asthmatiques	618,1	1 086,4	3 690,1	8,0	51,6	136,5
Jour avec restriction d'activité (nets)	7 585,1	16 089,3	26 060,5	238,4	975,0	2 142,3
Jour avec symptômes respiratoires aigus	14 901,5	49 972,9	85 044,3	89,4	575,0	1 122,4
Bronchite aiguës chez les enfants	84,7	169,3	254,0	27,1	54,0	81,3
Total bénéfices annuels				14 395,5	32 111,1	55 468,7

Bénéfices annuels sur la santé estimés pour une réduction des concentrations de PM10 à 20 µg/m³ (équivalent PM2,5)

Effets sur la santé	Cas annuels évités (milliers)			Valeur annuelle (mio. dollars 95)		
	bas	central	haut	10 ^{ème} centile	moyenne	90 ^{ème} centile
Décès prématuré	0,5	1,1	1,7	991,7	3 974,7	7 756,1
Bronchite chronique chez adultes	1,2	2,4	3,6	256,8	605,8	925,8
Hosp. pour problèmes respiratoires	0,3	0,5	0,7	1,9	6,9	14,9
Hosp. pour problèmes cardiaques	0,1	0,2	0,2	1,0	2,6	4,6
Visite aux urgences	6,4	13,5	20,0	3,2	6,9	10,7
Jour avec symptômes asthmatiques	91,6	160,9	546,5	1,2	7,6	20,2
Jour avec restriction d'activité (nets)	1 137,8	2 413,2	3 910,2	35,7	147,7	321,5
Jour avec symptômes respiratoires aigus	2 173,9	7 368,3	12 562,7	13,0	86,1	166,0
Bronchite aiguës enfants	12,1	24,1	36,2	3,9	7,7	11,6
Total bénéfices annuels				2 125,9	4 846,2	8 312,6

Les estimations indiquent qu'en 1994-1996, 34% des comtés pour lesquels les données étaient disponibles avaient des concentrations de PM10 au-dessus de 15 µg/m³ (30 µg/m³ en Californie et 25 µg/m³ ailleurs). 5% avaient des concentrations de PM2,5 de l'ordre de 20 µg/m³ et environ 70% au-dessus de 12 µg/m³. Le plus grand nombre de cas réduits concerne les jours avec des symptômes respiratoires aigus, puis les jours avec activité réduite. En valeur monétaire, les bénéfices relèvent principalement des gains sur les décès prématurés et en second lieu des bronchites aiguës en raison d'une valeur par cas élevée. La mortalité prématurée compte ainsi pour 82% du total de la valeur monétaire totale des bénéfices réalisés et les bronchites chroniques pour 12%.

En termes de distribution, le 10^{ème} centile représente la moitié de l'estimation centrale et le 90^{ème} centile deux fois la valeur centrale.

5. Conclusion

Les résultats obtenus à partir d'une synthèse des études épidémiologiques et économiques considérées comme les meilleures suggèrent des bénéfices substantiels d'une baisse des concentrations de PM_{2,5}. Cela constitue une information non négligeable pour les politiques publiques chargées du contrôle de la pollution de l'air. De plus, ces estimations ne reposent que sur 57% de la population et ne font pas de projections pour les années futures, et donc sur une croissance de la population estimée à 7% entre 1995 et 2010 aux Etats-Unis.

6. Commentaires

Eléments positifs :

- + La revue de littérature est importante, renforçant la qualité du travail.
- + la discussion porte surtout sur le choix des fonctions dose-réponse.

Eléments négatifs :

- Les raisons scientifiques et méthodologiques de la préférence donnée à la méthode du consentement à payer sur celle du coût de la maladie ne sont pas très approfondies ni convaincantes. Il en est de même de l'estimation du coefficient d'ajustement de la méthode du CDM par rapport au CAP (coefficient de 2).

7. Références

Viscusi et al. (1991), *Journal of Environmental Economic Management*, 21, 32.

Krupnick A.J. et Cropper M.L. (1992), *Journal Risk Uncertainty*, 5, 29.

Jones-Lee et al. (1985), *Econ. J.*, 95, 49.

Fisher et al (1989), *J. Policy Anal. Manage.*, 8, 88.

Rowe et al (1995), « The New York State Environmental Externalities Cost Study », Oceana Pub., Dobbs Derry, NY.

**EVALUATION MONETAIRE DES EFFETS A COURT TERME DE LA
POLLUTION ATMOSPHERIQUE SUR LA SANTE – APPLICATION A
L’ILE DE FRANCE (Chanel et al., 1996)**

TITRE : Evaluation monétaire des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la santé – application à l’Ile de France					
AUTEUR(S) : Chanel O., Geniaux G., Rychen F., Deniau C., Ghattas B.					
AFFILIATION(S) : Groupement de recherche en Economie Quantitative d’Aix - Marseille – UMR CNRS 9990					
REFERENCE : Rapport octobre 1996 pour le compte du ministère de l’environnement					
Année de publication : 1996					
Période d’étude : 1987-1992 (données de pollution)					
Pays : région Ile de France - France					
RECHERCHE / AIDE DECISION	Méthode	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage, Coût de la maladie 0 : Hédoniste	1: Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité	0	1	1

1. Contexte

Les évaluations économiques des effets sur la santé de la pollution atmosphérique restent rares en France, même si quelques études spécifiques ont abordé ce problème, alors que les taux de pollution dépassent de plus en plus fréquemment les seuils d’information de la population en Ile de France, mais pas les seuils d’alerte.

Part des transports dans la pollution atmosphérique

Les transports représentent la majorité des émissions de monoxyde de carbone (63%), des hydrocarbures (42%), des oxydes d’azote (73%) générateurs d’ozone, de plomb (85%) et de particules en suspension (42,4%, et presque toutes les particules fines). Trois phénomènes interagissent : le trafic (en augmentation), la composition du parc (en voie de diésélisation forte en France) et la réglementation (directives européennes).

Depuis l’adoption de catalyseurs sur les véhicules à essence, les émissions de CO des moteurs diesel restent inférieures à celles des véhicules à essence (2,5 fois plus faibles), celles des hydrocarbures sont équivalentes, celles en composés azotés deux fois plus élevées et celles en particules en suspension vingt fois plus importantes.

De plus, le réglage des moteurs est important, l’ADEME (1995) estime que la pollution supplémentaire induite par un mauvais réglage conduit à une augmentation d’environ 50% de l’émission des hydrocarbures et du monoxyde de carbone (associée à une diminution des oxydes d’azote).

Indicateurs de pollution retenus

L'étude ERPURS s'étant intéressée à la pollution de fond, cinq indicateurs représentatifs de la pollution dans son ensemble ont pu être sélectionnés. Les concentrations journalières et horaires de ces cinq polluants ont été fournies par le réseau AIRPARIF. Le dioxyde de soufre (SO₂) est un gaz provenant de la combustion fossile principalement (66%), du trafic routier (17%) et de l'industrie (17%) d'après CITEPA (1994). La valeur limite de pointe en vigueur dans l'Union Européenne égale à 250 µg/m³ ou 350 µg/m³, est rarement dépassée.² En revanche, le dioxyde d'azote (NO₂) est un gaz irritant provenant à hauteur de 73% des transports, 10% de l'industrie et 17% de la combustion. Les valeurs limites pour le NO₂ sont de 200 µg/m³/heure. L'ozone (O₃) quant à lui est un polluant secondaire résultant de réactions chimiques qui viennent pour 80% des composés azotés et carbonés et pour 20% des arrivées d'ozone stratosphérique. Les seuils des valeurs guides de l'Union Européenne sont les suivants :

- pour la protection de la santé humaine : 110 µg/m³ en moyenne sur 8 heures,
- d'information de la population : 180 µg/m³ en moyenne horaire,
- d'alerte à la population : 360 µg/m³ en moyenne horaire.

Enfin, les particules en suspension sont issues pour 14,6% de la combustion, 43% de l'industrie et 42,4% des transports (CITEPA, 1996). Deux mesures des particules ont été considérées dans ERPURS : les particules d'un diamètre inférieur à 13 µm² (PS13) et l'indice des fumées noires (observation du coefficient de réflexion du dépôt produit par les particules collectées sur un filtre, d'une taille inférieure à 4 ou 5 µm²).

Zone d'étude

Dans l'étude ERPURS la zone étudiée comprend Paris intra-muros et sa petite couronne (Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne) soit 6 140 512 habitants au recensement de la population de 1990.

La collecte des informations sur les indicateurs de pollution s'est étalée de janvier 1987 à septembre 1992.

Données sanitaires

- sur la mortalité : données INSERM. Ces données représentent un total de 47 000 décès par an de la zone d'étude.

- sur la morbidité :

- hospitalisations de court séjour : dans 27 Hôpitaux de l'Assistance Publique-Hôpitaux de Paris (APHP, source des données), soit environ 800 000 séjours par an c'est-à-dire 50% des hospitalisations de court terme en Ile de France.
- Visites médicales à domicile en urgence (source SOS-médecins) : environ 300 000 visites par an représentant 20% des visites à domicile effectuées par les généralistes et 0,14% de l'ensemble des consultations de généralistes en Ile de France.

² En percentile 98 des moyennes 24h en fonction de la teneur en particules.

2. Principes et Méthodes

La méthode retenue est la méthode des fonctions des dommages, consistant à comptabiliser les coûts économiques liés aux effets de la pollution sur la santé observés statistiquement et clairement identifiables.

La méthodologie dans ERPURS

Le principe consiste à estimer des fonctions de risque relatif. Cela revient à déterminer des fonctions dose-réponse entre un dommage et une cause en excluant les effets liés à d'autres causes (facteurs de confusion, grève, ...). Le niveau de pollution de référence est constitué par les 5% de jours les moins pollués de l'année (soit 18 jours), appelé percentile 5 ou P5.

On calcule alors la fraction de risque attribuable (RA) qui représente la proportion de cas qui seraient évités si l'exposition à la pollution était supprimée (moyenne annuelle ramenée à P5).

L'évaluation économique d'une réduction du risque de mortalité

La méthode est celle du consentement à payer des individus pour réduire leur risque de décès (recours à la méthode directe d'évaluation contingente, faisant révéler l'information en questionnant les individus). Ils appuient leurs calculs sur le prix de la vie humaine établi par Desaignes et Rabl (1995) et retiennent la valeur de 5,5 millions de francs. Desaignes et Rabl ont effectué une analyse économétrique poussée d'une évaluation contingente réalisée par Le Net (1994), corrigeant ainsi différents biais pouvant conduire à surestimer les valeurs. La valeur retenue est intermédiaire à celle considérée dans les accidents de la route (3,3 millions de francs) et à celle préconisée par l'Union Européenne sur la base du projet ExternE (2,6 millions d'Ecus soit 17 millions de francs).

Deux questions restent toutefois posées d'après les auteurs : Cette valeur est-elle valide dans le cas particulier d'un décès lié à un facteur environnemental ? Est-elle valide lorsque la population concernée est spécifique, de par son âge ou son état de santé ? La première question renvoie à la possibilité de contrôle plus ou moins forte du risque. Le risque associé à un déplacement en véhicule se différencie de ce point de vue du risque d'une exposition à un facteur environnemental. Les auteurs du rapport Nera/Caspar (1998) suggèrent de doubler les valeurs obtenues dans les évaluations contingentes fondées sur les risques liés aux accidents de la route. La deuxième question renvoie au fait que la valeur de la vie statistique dépend de l'espérance de vie des individus considérée. Or l'imputation de la totalité de la valeur de la vie à l'occurrence d'un décès revient à considérer que l'espérance de vie de l'individu avant son décès lié à une exposition est indépendante de la cause. Or ceci n'est pas possible dans le cas d'exposition à un polluant atmosphérique. D'un point de vue méthodologique, il serait plus exact de considérer la réduction de l'espérance de vie associée au motif du décès. Par ailleurs, la qualité de la vie doit aussi, pour certains auteurs, être prise en compte car les effets de court terme se font sentir davantage sur des personnes âgées ou ayant un état sanitaire moindre.

L'imputation totale du coût de la vie statistique calculée à partir d'une durée de vie moyenne est discutable. C'est pourquoi les calculs ont été faits une seconde fois en considérant des valorisations annuelles d'une vie statistique sur la base de la valeur de 5,5 millions de francs. Ainsi une durée d'une année est-elle utilisée pour une réduction de l'espérance de vie liée à des effets aigus, valorisée à 280000 francs (Geniaux et Rabl, 1998). Une durée de 10 ans est retenue dans le cas d'une mortalité chronique, valorisée à 150000 francs par an (15 ans en moyenne) en raison du temps de latence entre l'exposition et le décès, avec un taux d'actualisation de 3% par an (Geniaux et Rabl, 1998).

L'évaluation économique d'une réduction du risque de morbidité

Cette évaluation a recours à la méthode du coût économique de la maladie, permettant d'utiliser les fonctions dose-réponse de ERPURS. Elle associe à chaque niveau de pollution une probabilité d'occurrence d'un événement morbide. Dans cette méthode, deux types de coûts existent : les coûts directs (consultation, dépenses pharmaceutiques, ...) et les coûts indirects (coûts associés à une période d'inactivité professionnelle, à la douleur, à la perte de salaire, à la perte de loisirs). Seuls sont considérés dans cette étude les coûts supportés par la société et les pertes de salaires. Les variations de bien-être sont sous-estimées. L'étude évalue la perte minimum pour la société imputable à un niveau élevé de pollution, sous l'hypothèse de fiabilité des traitements de l'enquête épidémiologique. La méthode du coût économique de la maladie a été choisie car elle ne fait pas d'hypothèse sur les comportements des personnes. Cette méthode comptabilise uniquement les effets immédiatement quantifiables du point de vue monétaire.

Le choix des valeurs monétaires relatives aux coûts d'hospitalisation repose sur deux méthodes. La méthode du PMSI (Programme de Médicalisation du Système d'Information) consiste à classer les séjours hospitaliers par groupe homogène de malades (GHM). Cette classification se fait à l'aide d'un Indicateur Synthétique d'Activité (ISA) qui donne une valeur (ou un nombre de points) à chaque GHM. La valeur du point pour l'APHP est d'environ 20 francs. La seconde méthode repose sur la construction d'un coût moyen par séjour qui utilise le coût moyen journalier d'une hospitalisation de court séjour et de la durée moyenne de séjour (DMS). La valeur retenue pour une journée d'hospitalisation est de 3538 francs en 1992.

Les coûts retenus sont des valeurs raisonnables par rapport aux deux types d'évaluation :

- Hospitalisation pour cause respiratoire (8 jours/1378 points ISA) = 30000 francs.
- Hospitalisation pour cause cardio-vasculaire (11 jours/1585 points ISA) = 43000 francs.

Les estimations du coût économique de la maladie donnant lieu à une consultation résultent de diverses sources (Credes 1994 ; Lecomte 1989 ; Jouglar et al. 1984 ; Rabl et al. 1995).

L'évaluation du manque à gagner d'une suspension d'activité professionnelle est difficile à réaliser à un niveau agrégé. En effet, la démarche consiste à prendre en compte un salaire journalier moyen et une durée moyenne d'inactivité. Or les données concernant les divers statuts des personnes et la durée exacte des arrêts de travail font défaut. Les résultats de l'étude ERPURS à ce sujet n'ont pas été pris en compte d'une part en raison d'un échantillon trop faible pour généraliser les résultats des fonctions dose-réponse et d'autre part en raison de l'absence d'information sur la durée moyenne d'arrêt de travail. La valeur retenue est raisonnable par rapport à diverses valeurs issues d'études différentes. Les valeurs les plus courantes qui ont été recensées se situent autour de 436 francs/jour (correspondant à un salaire mensuel net de 8000 francs) dans Rabl et al (1995). La valeur moyenne retenue pour le manque à gagner, ou perte de salaire, est de 400 francs.

Valeurs monétaires retenues (en francs)

	coût	Méthode de valorisation
Valeur d'une vie statistique	5 500 000	Contingente
Valeur d'une hospitalisation	Cause respiratoire	30 000
	Cause cardio-vasculaire	43 000
Valeur pour les visites médicales comprenant les coûts du traitement et de consultation	Voies respiratoires supérieures (VRS)	500
	Voies respiratoires inférieures (VRI)	600
	Attaque d'asthme	250
	Mal de tête	140
	Douleurs oculaires	140
Valeur pour une bronchite chronique supportée toute une vie	500 000	CEM
Coût d'une journée d'inactivité	400	Perte de production

3. Les résultats

Les évaluations monétaires ne prennent en compte que les coûts liés à la mortalité, aux hospitalisations pour causes respiratoires et cardio-vasculaires, et aux consultations médicales et aux arrêts de travail induits par des effets de morbidité.

Coûts sanitaires des effets à court terme

L'évaluation monétaire des coûts sanitaires à court terme est effectuée sur la seule base des effets aigus mis en évidence dans ERPURS et sur la base des valeurs monétaires présentées précédemment.

Coût sanitaire annuel attribuable à chaque indicateur de pollution (Mio. F)

Var. sanitaire/indic. de pollution	Fumées noires	PS13	SO2	NO2	O3
Mortalité non accidentelle (1 ^{ère} valorisation sur la base d'une valeur moyenne de la vie)	6182 3030-9471*	8376,5 3674-12980	4020,5 2277-5764	2447,5 611-4323	3767,5 390-7276
Mortalité non accidentelle (2 ^{ème} valorisation sur la base de valorisations annuelles d'une vie statistique)	314,7 154-482	426,4 187-660	204,7 116-293	144,6 31-220	191,8 20-370
Hosp. pour cause respiratoire	32,6 5,6-58,5	---	37,8 4,5-71,2	---	---
Hosp. pour cause cardio-vasculaire	195,7 119,8-275,5	160,7 55,3-268,5	189,4 91,9-287,7	90 10,4-167,5	---
Coût total hospitalisation	228,3 125,4-334	160,7 55,3-268,5	227,2 96,4-358,9	90 10,4-167,5	---
Consultations pour affection VRS	40,8 4,5-77,4	---	37,8 16,8-59,4	113,9 71-157,4	---
Consultations pour affection VRI	12,6 5,1-20,3	19,2 3,2-35,7	13,9 5,-23	39,8 13,7-65,9	31 1,5-59,5
Consultations pour asthme	3,1 1,2-5,1	4,2 1,3-7,2	2,8 0,6-5,2	6,8 3,6-10,5	2,8 0-5,6
Consultations pour maux de tête	7,3 3,8-10,8	8,9 4,3-13,5	3,5 1,6-5,9	8,8 5,2-12,5	---
Consultations pour maladie de l'œil	---	---	---	---	2,1 0,5-3,7
Coût total des consultations	63,4 14,6-113,6	32,3 9,8-56,4	58 24-93,5	167,3 93,5-246,3	35,9 2-68,8
Coût des arrêts de travail/morbidité	89,3 34,7-145	54,9 15,9-95	87,6 35,9-140,4	136,9 66,2-208,8	29,2 1,3-56,5
Coût total (Mio F) (1ere estim.)	6563,6 3205-10063	8624,3 3754-13400	4363,4 2433-6357	2843,3 781-4946	3832,7 394-7402
Coût total (Mio F) (2eme estim.)	695 325-1074	674,3 268-1080	577,5 272-886	518,8 201-843	256,9 23-495

* : intervalle de confiance à 95%

--- : relation non significative au seuil de 5%

Les valorisations sont très réduites dans la deuxième estimation.

Coûts sanitaires associés aux deux scénarios de réduction de la pollution

L'évaluation de gains liés à une politique de réduction de la pollution a nécessité l'estimation de deux scénarios plus fins que les évaluations précédentes portant sur un coût moyen annuel de la pollution.

Scénario 1 : lutte contre la pollution de fond, de moyen à long terme par la mise en œuvre de réglementations et de technologies moins génératrices de polluants. L'objectif est d'évaluer les effets évités en termes d'occurrences et de coût financier pour une réduction donnée du niveau de chacun des indicateurs de pollution. La méthode utilisée est celle du calcul du risque attribuable : $RA = (RR - 1) / RR$: formulation simplifiée puisque 100% des individus sont considérés comme étant exposés, appelée aussi Fraction Etiologique du Risque attribuable (FER). Le calcul du risque attribuable annuel consiste à calculer le risque relatif associé au niveau moyen de pollution et à appliquer la formule suivante :

$$FER \text{ annuelle} = [(RR_M - 1) / RR_M] * \bar{y} * 365$$

Avec RR_M risque relatif calculé pour la moyenne du polluant et \bar{y} la moyenne journalière de l'indicateur sanitaire retenu.

La méthode consiste à faire diminuer la moyenne annuelle de chaque indicateur de pollution par pas de 5%, jusqu'à atteindre le niveau de pollution P5 (considéré comme reflétant un niveau de pollution nul).

Le nombre d'occurrences évitables pour chaque indicateur sanitaire et chaque indicateur de pollution est calculé. Dans le tableau ci-dessous est présentée une partie des résultats en termes monétaires, relativement aux valeurs monétaires retenues précédemment.

Gains sanitaires associés à une réduction du niveau moyen de pollution (Mio FF)

Réduction du niveau annuel moyen (en %)				
	5%	10%	30%	50%
Fumées noires	310	636	2165	4236
PS 13	438	900	3070	6027
SO2	275	551	1667	2808
NO2	277	556	1696	2897
O3	210	421	1268	2124

Scénario 2 : lutte de la pollution à court terme ; limitation ponctuelle du trafic automobile ou d'une autre activité polluante, au cours des 1% de jours les plus pollués de l'année. Ce scénario s'appuie sur la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie dans laquelle le préfet peut décider d'une limitation de la circulation automobile et de la gratuité des transports publics lorsque les valeurs guide de pollution sont dépassées. L'estimation repose sur les plus fortes valeurs annuelles atteintes par les indicateurs de pollution (P100 et P99) qui sont attribuées aux 1% de jours les plus pollués. Sur la base des courbes dose-réponse, le nombre d'occurrences évitées entre un niveau à P100 (ou P99) et un niveau ramené à P95 est calculé.

Gains sanitaires lors de réduction de pollution sur des périodes de forte pollution (millions de francs)

Var. sanitaire/indic. de pollution	Fumées noires	PS13	SO2	NO2	O3
Coût mortalité non accidentelle	33,550	41,800	104,500	59,950	61,600
Hosp. pour cause respiratoire	0,177		0,153		
Hosp. pour cause cardio-vasculaire	1,044,9	0,8256	0,7525	0,4644	---
Coût total hospitalisation	1,2219	0,8256	0,9055	0,4644	---
Consultations pour affection VRS	0,2199		0,9487	0,4852	0,064
Consultations pour affection VRI	0,3463	0,3683	0,3611	0,3271	---
Consultations pour asthme	0,0625	0,0592	0,0566	0,0576	0,0315
Consultations pour maux de tête	0,0343	0,0384	0,0823	0,0364	
Consultations pour maladie de l'œil	---	---	---		0,003
Coût total des consultations	0,681	0,4659	1,4487	0,9033	0,0985
Coût des arrêts de travail	0,6752	0,4636	1,108	0,5602	0,0426
Coût total (Mio F) (1ere estim.)	36,128	43,555	107,962	61,878	61,741

--- : relation non significative au seuil de 5%

Coûts sanitaires prenant en compte les effets chroniques

Il s'agit d'estimer les effets de long terme soit sur la mortalité soit sur la morbidité. Les études épidémiologiques sur les effets de long terme considérées ont été menées aux USA et en Europe (NRDC, 1996 ; Dockery et al. 1993 ; Chesnut 1995 ; Markandya 1996). Ces études portent surtout sur les effets associés aux particules en suspension, sur l'ozone ou encore sur le SO₂ et le NO₂. Les résultats sont extrapolés à l'Ile de France à partir de l'indicateur fumées noires. Le coût total estimé est de l'ordre de 21,7 milliards de francs.

En raison de différences méthodologiques, la comparaison des études est complexe et le transfert à la région Ile-de-France peu pertinent. Sur la base de cette comparaison d'études sur la mortalité chronique, le nombre de décès attribuables à la pollution a été fixé à 49 pour 100 000 habitants (risque relatif de 1,065). La mortalité chronique associée est alors de 3000 décès.

Concernant la morbidité chronique, deux études se sont intéressées aux bronchites chroniques attribuables à la pollution atmosphérique (Abbey et al, 1995 aux USA; Markandya, 1996 au Royaume-Uni). La calcul s'applique à la population de plus de 25 ans comme dans le cas de l'étude de Markandya. Le nombre de cas attribuables est la moyenne des résultats des deux études, extrapolée à l'Ile de France, soit 4230 cas.

Pour les arrêts de travail, l'évaluation repose sur quatre études, synthétisées par Markandya (1996), qui attribuent entre 1048 et 2199 jours / 1000 adultes / an. La moyenne arithmétique des quatre études a été retenue comme valeur centrale (soit 1480 jours/1000 adultes/an). Le nombre total d'arrêts de maladie sur l'Ile de France s'élève alors à 5 226 400.

Coûts des effets chroniques et aigus associés aux fumées noires

	Cas attribuables à FN	Coûts / effets aigus (10 ⁶ FF)	Coût total (10 ⁶ FF)
mortalité aiguë non accidentelle	1124	6182	---
mortalité chronique non accidentelle	3000	--	16500
Hosp. pour cause respiratoire		228,3	228,3
Hosp. pour cause cardio-vasculaire		63,4	63,4
Coût des BPCO	4230	---	2115
Coût total morbidité		291,7	2506,7
Coût des arrêts de travail aigus	223311	89,3	---
Coût des arrêts de travail chroniques	6954825	---	2782
Coût total		6563,6	21688,7

BPCO : Broncho-Pneumopathies Chroniques Obstrucives

4. Conclusion

Les calculs ont fait apparaître que la majeure partie du coût est liée à des expositions à des niveaux moyens de pollution et non aux pics de pollution.

Les effets de mortalité et de morbidité chronique sont rarement pris en compte dans les études épidémiologiques, or ils représenteraient les deux tiers du coût total, d'après cette étude.

5. Résumé (des auteurs)

Ce rapport s'intéresse au coût économique de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile de France. Il s'appuie sur une étude épidémiologique antérieure (ERPURS) qui estime des relations dose-réponse à court terme entre le niveau de cinq indicateurs de pollution et de plusieurs indicateurs sanitaires.

Le nombre d'occurrences attribuables et son intervalle de confiance sont calculés pour chaque indicateur de pollution, à partir des fonctions dose-réponse significatives. Après avoir choisi une valeur économique moyenne pour chaque occurrence (décès, hospitalisation, consultation, ...), un coût économique annuel associé aux effets aigus est calculé par indicateur de pollution. Il représente les bénéfices attendus pour la région Ile de France, si le niveau de pollution annuel de chacun de ces indicateurs était ramené à un niveau considéré comme nul. Le bénéfice total varie entre 2,84 et 8,6 milliards de francs selon les indicateurs.

Cette estimation donne un ordre de grandeur sur la réalité économique de l'impact de la pollution sur la santé, mais n'est pas suffisamment riche pour guider des décisions devant arbitrer entre les bénéfices retirés et les coûts engendrés par des mesures de réduction de la pollution. Dans cette perspective, deux scénarios d'action sont proposés.

Le premier, plutôt de moyen terme, évalue les bénéfices attendus d'une diminution par pas de 5% du niveau moyen annuel de chaque indicateur de pollution, consécutivement à des mesures visant à réduire durablement les émissions polluantes. Le deuxième se fonde sur la récente loi sur l'air et évalue les bénéfices espérés d'une mesure ponctuelle de limitation des émissions qui permettrait de réduire les périodes de pollution extrême.

Pour compléter l'analyse, le coût économique associé aux effets chroniques de la pollution sur la santé est incorporé, utilisant les résultats de différentes études internationales. Le coût global de la pollution en Ile de France, effet aigus et chroniques compris, s'élève alors à 21, 688 milliards de francs pour l'indicateur des fumées noires. Ce travail montre l'importance à accorder dans un avenir proche à des études épidémiologiques (transversales et de cohorte) qui permettraient de quantifier les effets de la pollution atmosphérique sur la santé à plus long terme. Il serait par ailleurs intéressant de disposer d'une évaluation plus générale des coûts économiques indirects incluant la qualité de vie.

6. Commentaires

Eléments intéressants :

+ Estimation différenciée des coûts liés à des effets aigus et à des effets chroniques (distinction court terme/long terme).

+ Les grandes différences de niveau dans les résultats d'évaluation de la mortalité de court terme, selon que l'on considère une valeur moyenne de la vie statistique ou bien une valorisation annuelle tenant compte de la réduction de l'espérance de vie associée au motif du décès, montre combien cette question est déterminante et doit être approfondie.

Problèmes rencontrés :

- Interrogation sur la pertinence d'appliquer des résultats internationaux à une région dans laquelle aucune étude sur les effets chroniques relatifs à la mortalité ou à la morbidité n'a été réalisée. Toutefois, les épidémiologues pensent *a priori* que, à l'instar des effets de court terme, il n'y aurait pas de grande différence en termes de nombre d'occurrences pour un même indicateur de polluant selon les espaces géographiques.

- Les effets indirects sur la santé ne sont pas considérés, alors qu'il est possible de fournir une estimation à partir d'évaluation contingente. Une évaluation même approximative ne devrait-elle pas être effectuée afin de ne pas trop sous-estimer les effets de morbidité en comparaison de ceux relatifs à la mortalité ?

7. références

Abbey D.E., Lebowitz M.D., Mills P.K., Peterson F.F., Beeson W.L., Burchette R.J. (1995), « Long term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking california residents », *Inhalation Toxicology* 7, 19-34.

CITEPA (1996), Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique, *Estimation des émissions de polluants dans l'atmosphère en France*, Paris, mars.

Chesnut L.G. (1995), « Human health benefits from sulfate reductions under Title IV of the 1990 clean air act amendments », Final report, EPA Contract, Work Assignment N° 2F-03 and 3F-12.

CREDES (1994), « Approche médico-économique de l'asthme », n° 1031, septembre.

Desaigues B. et Rabl A. (1995), « Reference values for human life » in Schwab et Soguel (Eds), *Contingent valuation, transport safety and value of life*, Kluwer.

Dockery D., Pope III C.A., Xu X. (1993), « An association between air pollution and mortality in six US cities », *New England Journal of Medicine*, vol. 329, 1753-9.

Geniaux et Rabl (1998), « Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique », *Etudes et Recherches en Economie publique* de l'IDEP.

Jouglu et al. (1984), « Morbidité ayant entraîné un recours aux soins – France 1980-81 », *Solidarité-Santé-Etudes statistiques*, n°1-2.

Lecomte (1989), « Dépenses de soins et morbidité », CREDES, biblio n°804.

Le Net (1994), *Le prix de la vie humaine : calcul par la méthode des préférences individuelles*, Commissariat Général du Plan, Paris.

Markandya A. et al. (1996), *Green accounting in Europe : The role of damage estimation : Four case studies*, European Commission, DGXII, Brussels.

Medina S., Le Tertre A., Quénel P., Le Moullec Y., Momas I., Pirard P., Ferry R., Festy B., Dab W. (1994), *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, 104 p..

NRDC (1996), Natural Resources Defense Council, « Premature mortality due to particulate air pollution in 239 american cities », breath-taking, may.

Rabl et al. (1995), *Environnemental impacts and their costs : the nuclear and the fossil fuel cycles*, rapport final pour le programme Joule de la Commission Européenne, JOU2-CT92-0236.

EVALUATION CONTINGENTE DES BENEFICES DE SANTE D'UNE AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'AIR : L'EXEMPLE DE LA REGION STRASBOURGEOISE (Rozan, 2000)

TITRES :					
(1) Bénéfices de santé liés à la qualité de l'environnement : peut-on négliger les coûts privés ?					
(2) Différences culturelles face à un même actif environnemental : une comparaison franco-allemande des consentements à payer pour une amélioration de la qualité de l'air					
(3) Evaluation contingente des bénéfices de santé d'une amélioration de la qualité de l'air : l'exemple de la région strasbourgeoise.					
AUTEUR(S) : Anne ROZAN					
AFFILIATION(S) : Université Strasbourg					
REFERENCE :					
(1) Revue économique, vol 51, N°3, mai					
(2) Région et développement, environnement et territoire : évaluations économiques et gestion					
(3) Thèse de doctorat de Sciences Economiques					
Année de publication : (1) et (2) 2000 ; (3) 1999					
Période d'étude : 1998					
Pays : France, Strasbourg					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	1 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autre	Non	2	2

1. Résumé

Anne Rozan s'intéresse dans le premier article à une évaluation complète des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé. La question est de savoir si les coûts privés peuvent être négligés et dans le cas négatif comment les évaluer. Les évaluations des coûts sanitaires, réalisées jusqu'à présent en France, se basent sur les coûts « socialisés », c'est-à-dire les coûts de traitement médical et les pertes de salaire. Or, le coût économique global de la maladie correspond à la somme du coût socialisé et du coût « privé », le coût privé représentant essentiellement le coût de la gêne. Afin de mieux intégrer ces deux dimensions dans une évaluation complète, Anne Rozan montre que les méthodes du coût de la maladie et de l'évaluation contingente sont parfaitement complémentaires. Les deux méthodes ont été appliquées à des pathologies bénignes dues à la pollution de l'air. Le résultat central est que le coût privé s'avère au moins aussi important que le coût socialisé. Le fait de ne pas considérer le coût privé, entraînerait, d'après les résultats de ce travail, une sous-estimation des coûts sanitaires. La conséquence serait de modifier les conclusions d'une analyse coût-bénéfice. Dans le second article, elle s'intéresse aux différences d'évaluation en termes de consentement à payer (CAP) pour un même bien environnemental, l'amélioration de la qualité de l'air, entre deux populations de pays différents. Les variables culturelles, la nationalité principalement, constituent des variables significatives de la différence de niveau des CAP entre Strasbourg en France et Kehl en Allemagne.

2. Contexte

Le fondement de ce travail est que l'ensemble des coûts est à considérer dans une évaluation des bénéfices sanitaires d'une politique publique. Dans le domaine de l'évaluation des coûts de la santé, deux grands effets sont distingués : la mortalité et la morbidité. Ces deux effets présentent des différences importantes interdisant de les traiter dans une même évaluation. La mortalité représente la quasi-totalité des coûts sanitaires d'après de nombreuses études. Cela tient pour une part à la valeur de référence de la vie humaine qui est considérée. Celle-ci est généralement assez élevée, notamment du fait qu'elle se réfère à l'évaluation du coût des accidents de la route. Cela s'explique aussi pour Anne Rozan par le fait que l'ensemble des coûts liés à la morbidité n'est pas forcément pris en compte.

Les coûts liés à la morbidité sont généralement des coûts de traitement et des arrêts de travail, soit des coûts « socialisés » d'après Anne Rozan, car ils sont en majeure partie à la charge de la collectivité. Une autre catégorie de coûts subis par l'individu est aussi à considérer : la gêne, l'automédication, ou encore l'incapacité à pratiquer des activités de loisirs, constitutifs du coût privé.

Face à ces coûts de différents types, les méthodes d'évaluation peuvent être complémentaires. Ainsi, Anne Rozan recommande d'utiliser la méthode du coût de la maladie (MCM) complétée par une évaluation contingente (MEC).

Concernant la méthode contingente, une comparaison entre deux pays (France, Allemagne) a été réalisée conjointement à l'étude des coûts privés. L'objectif était de déterminer l'influence des caractéristiques culturelles dans l'évaluation des consentements à payer pour une amélioration de la qualité de l'air.

3. Méthode

Un repérage des coûts de morbidité évalués par les différentes méthodes d'évaluation existantes est effectué. Ces différents coûts sont le traitement de la maladie, la perte de productivité, la prévention, la gêne ou la désutilité relative voire la réduction de certaines activités.

Evaluation des coûts de morbidité selon les méthodes d'évaluation

	Coût socialisé		Coût privé		
	Traitement maladie	Perte de Productivité	Activité de prévention	Gêne	Activités réduites
Coût de la maladie	X	Xa			
Fonction de production de santé	X	Xa	Xb		
Evaluation contingente	X	X	X	X	X

Xa : Méthode du Capital Humain

Xb : coût d'opportunité du temps calculé par la méthode du capital humain (MCH).

L'élément important est que les méthodes du coût de la maladie, de la fonction de production, et du capital humain n'évaluent pas les coûts sans compensation monétaire, comme la gêne ou la réduction d'activités de loisirs ou sportives. Ces coûts qui affectent le bien-être des personnes touchées sont en revanche considérés par la méthode d'évaluation contingente. La méthode générale proposée est donc d'estimer les coûts liés aux dépenses de santé par la méthode du coût de la maladie et les coûts privés par la MEC. Cependant, l'addition de ces deux types de coûts doit éviter les doubles-comptes. Cela peut se réaliser par l'introduction de questions spécifiques dans la MEC permettant de valider les motifs des coûts d'un individu.

La méthodologie de l'étude de cas

Une étude de cas sur Strasbourg a été réalisée au cours de l'année 1998. Cette enquête se décomposait en deux étapes, l'une portant sur le coût socialisé de la morbidité et l'autre sur le coût privé. La Communauté Urbaine de Strasbourg a par ailleurs fait l'objet d'une étude épidémiologique portant sur la relation entre pollution de l'air et symptômes bénins.

L'évaluation du coût social

Le coût social est évalué avec la méthode du coût de la maladie qui se base sur des données comptables. Afin de connaître les effets induits par les différentes pathologies, une enquête d'avis d'experts a été menée. La méthode est de type DELPHI. L'interrogation des experts est anonyme. Le profil retenu est celui qui fait suite à une convergence des réponses. Une forte convergence dans les prescriptions a été obtenue. Il était demandé aux médecins (treize généralistes et trois pédiatres ont été enquêtés) de donner leur stratégie thérapeutique (ordonnance type, examen complémentaire, etc.) pour chaque pathologie (laryngite, conjonctivite, otite, etc.) et pour chaque catégorie de personnes (adulte fragilisé ou non, enfant, personne âgée).

Le coût du traitement a été estimé à partir des prix complets proposés dans le document de référence qu'est le Vidal. Le coût moyen de la prescription a été obtenu à partir d'une moyenne du coût de chaque ordonnance. Le coût des honoraires repose sur les tarifs conventionnés à la date de l'enquête (135F pour une visite à domicile, 115F pour une consultation, 150F pour un spécialiste) et pour les enfants en bas âge, le tarif a été fixé à celui de la visite. Les coûts d'hospitalisations ne sont pas pris en compte, étant donné que celles-ci sont rares pour les pathologies bénignes considérées.

Les coûts liés à un arrêt d'activité ont été simplifiés. L'hypothèse faite est que 100% des arrêts concernent des salariés. Pour les personnes ne travaillant pas, il est fait l'hypothèse qu'il n'y a pas de coût socialisé supplémentaire même si elles réduisent leur activité. Le coût considéré est le salaire (charges incluses) afin de prendre en compte les pertes de productivité pour l'entreprise, induites par l'absentéisme du salarié. La référence est le salaire brut moyen annuel donné par l'INSEE (128 220 F) soit un coût journalier moyen de 356 F.

Le coût d'absentéisme scolaire est basé sur les dépenses moyennes occasionnées pour l'éducation de l'enfant. Les enfants de moins de 5 ans ayant été considérés séparément (les enfants de plus de 5 ans sont comptés avec les adultes), le coût est celui de l'enseignement élémentaire. La dépense moyenne annuelle s'élève à 22 800 F d'après le Ministère de l'Education Nationale. Le coût journalier est estimé à 147 F sur la base de 155 jours d'école par an. Pour les personnes âgées, le coût lié à l'arrêt d'activité (alitement) n'a pas été considéré.

L'évaluation du coût privé

Le coût privé rend compte essentiellement de la gêne ressentie. L'estimation est effectuée à l'aide d'une étude contingente. Les résultats de cette méthode sont fonction de la méthode d'enquête appliquée et en particulier de la connaissance par l'enquêté de la cause de l'impact sanitaire. Ainsi, une approche consiste à préciser la cause de la morbidité (pollution de l'air, ...) alors que l'autre ne l'évoque pas. Un certain nombre d'autres questions se pose dans l'application de la méthode MEC.

- L'une d'elles concerne la caractérisation de la morbidité. Le choix du concept entre pathologie et symptômes n'est pas anodin, car dans le cas de la morbidité bénigne (céphalée, toux), l'individu ne consulte pas. La référence au symptôme apparaît donc plus appropriée même s'il est plus difficile à déterminer précisément pour l'individu que la pathologie pour un médecin (notamment quand plusieurs symptômes sont ressentis simultanément).

- La période sur laquelle l'individu est interrogée compte aussi, l'année est souvent trop longue pour que la mémoire des personnes soit fiable face au nombre de jours où elles ont souffert de symptômes.
- L'estimation d'un CAP journalier pose problème également. Selon que la question porte sur la réduction d'un jour de symptômes ou de plusieurs jours de symptômes, le coût journalier diffère. Il est souvent surévalué quand il se réfère à la réduction d'un seul jour de symptômes. Le fait d'une décroissance de la gêne ressentie au cours d'une maladie de cinq jours ne suffit pas à l'expliquer. Même si la décroissance de la valeur marginale du jour de symptôme est cohérente avec la théorie de l'utilité marginale décroissante, cela n'empêche pas la possible présence d'un biais d'inclusion. Si la décroissance est très forte il est en effet possible que l'individu surévalue les premiers jours de symptôme évités. Par ailleurs, l'évitement de plusieurs jours de symptômes ne porte pas forcément sur des jours consécutifs, la gêne ne diminue alors pas.
- Enfin, le scénario hypothétique proposé n'est pas neutre non plus. Entre un CAP pour éviter de perdre une qualité de l'air et un CAP pour gagner en qualité de l'air, l'estimation devrait être la même. Or, les individus sont plus sensibles à une dégradation qu'à une amélioration de la qualité de l'air. Ce phénomène est qualifié d'« aversion aux pertes ».

La comparaison franco-allemande de l'évaluation contingente

Les différentes questions guidant ce travail portent sur la perception des effets de la pollution de l'air, sur l'attitude des habitants face à un programme de lutte contre la pollution, sur les bénéfices d'un tel programme. Est-ce que les habitants de Strasbourg d'un côté et de Kehl de l'autre côté (deux villes mitoyennes) perçoivent différemment la pollution, en raison de leurs différences de nationalité, de coutumes, d'éducation ? Pour répondre à cette question, Anne Rozan a interrogé 1000 personnes à Strasbourg et 454 à Kehl.

Comparaison de la santé des populations : le pourcentage de personnes interrogées n'ayant souffert d'aucun symptôme est plus élevé à Kehl (23% contre 16% à Strasbourg). Pour celles ayant souffert d'un symptôme, le pourcentage de personnes ayant été empêchées de travailler, de pratiquer des activités de loisirs est le même pour les deux villes. En revanche, le phénomène d'automédication est moins répandu à Kehl. Les personnes ayant subi un coût financier (non remboursé par la sécurité sociale) sont plus nombreuses à Kehl.

Comparaison de la perception de la pollution : l'importance du problème est équivalente dans les deux échantillons. La différence porte sur le type d'effets : 60% des personnes interrogées à Strasbourg évoquent les effets sur la santé contre 38% à Kehl. La santé arrive en seconde position à Kehl derrière la question des odeurs. Les odeurs de type industriel (usines de Strasbourg) sont fortement mentionnées à Kehl, la population se sent victime de la pollution strasbourgeoise. Par ailleurs, les effets sur les plantes et la visibilité sont peu cités.

Comparaison des caractéristiques des répondants : la majorité des personnes interrogées s'informe sur la qualité de l'air (80% à Strasbourg), grâce à la télévision du côté de Strasbourg et grâce à la presse écrite du côté de Kehl. La proportion de fumeurs est plus élevée dans l'échantillon de Strasbourg (44,6%) que dans celui de Kehl (33%), mais une sur-représentation des fumeurs est présente dans les deux cas. Il y a moins de foyers sans véhicules à Kehl : 18% contre 20,6% à Strasbourg, mais les véhicules sont plus équipés d'un pot catalytique du côté de Kehl que ce soit pour les véhicules essence comme diesel. Le chauffage au fuel est plus couramment utilisé à Kehl (56% contre 35%), le chauffage électrique est nettement moins présent à Kehl (11% contre 27%). Globalement, en termes de santé il y a peu de différences entre les deux échantillons tout comme en termes de caractéristiques socio-économiques rendant possible une comparaison des réponses au questionnaire contingent.

4. Les résultats

Les résultats de l'enquête sur le coût social

Un profil type par rapport aux pathologies et aux patients a été déterminé, sur lequel un coût moyen a été calculé. Ce coût moyen a ensuite été appliqué aux différentes catégories de patients et pathologies mis en évidence lors de l'enquête. Ces coûts fournissent une estimation de l'ordre de grandeur du coût socialisé de ces pathologies. Les hypothèses posées tendent toutefois plutôt à une sous-estimation des coûts.

Evaluation du coût médico-social des pathologies respiratoires liées à la pollution de l'air

	Médecin	Médicaments	Arrêt de travail	Coût total
Laryngite	115 F	70 F		185 F
Conjonctivite	115 F	36 F		151 F*
Otite	115 F	93 F	1068 F	1276 F / 208F
Rhino-pharyngite	115 F	70 F		185 F
Sinusite	115 F	201 F	1780 F	2096 F / 316 F
Bronchite simple	115 F	70 F	1068 F	1253 F / 185 F
Bronchite évoluée	245 F	145 F	2136 F	2526 F / 390 F
Crise d'asthme	230 F	151 F	1424 F	1805 F / 381 F

* coût éventuellement majoré d'une consultation chez un ophtalmologue (+ 150F)

Les résultats de l'enquête contingente sur Strasbourg

L'enquête a été réalisée en janvier 1998, elle comprenait 1000 interviews en face à face. Les personnes s'étant dans un premier temps engagées sur leur participation à un programme de lutte contre la pollution de l'air ont ensuite été interrogées sur leur consentement à payer.

Le scénario proposé était le suivant :

La région envisage d'entreprendre un programme de lutte contre la pollution de l'air qui permettra d'améliorer la santé d'une partie de la population. Par exemple, ce programme prévoit de réduire la circulation automobile en centre-ville, de modifier les modes de chauffage et de réduire les rejets industriels. Je vous propose deux situations, laquelle préférez-vous ?

Situation 1 : vous gardez la qualité de l'air actuelle. Cette situation n'entraîne pas de coût financier mais également pas d'amélioration de votre état de santé.

Situation 2 : vous participez financièrement à un programme d'amélioration de la qualité de l'air. Cette situation entraîne un coût financier mais également une amélioration de votre état de santé.

Le CAP moyen a été calculé sur l'ensemble de l'échantillon (personnes participant au programme et les autres) : $E[CAP / x] = E[CAP / oui, x] * P(oui / x) + E[CAP / non, x] * P(non / x)$

Or $E[CAP / non, x] = 0$, donc : $E[CAP / x] = E[CAP / oui, x] * P(oui, x)$

$E[CAP / oui, x]$ est donné par le CAP estimé par la régression linéaire et $P(oui, x)$ est donné par la probabilité estimée de participer au programme. Le tabac étant un facteur de confusion, les fumeurs ont été distingués des non-fumeurs.

Consentements à payer moyens estimés

	Non-fumeurs	Fumeurs
Taille de l'échantillon	554	446
Probabilité de participer	0,56	0,54
CAP moyen (log-linéaire)	307 F	251 F

Le CAP moyen pour l'ensemble de l'échantillon a été estimé à 282 F. Considéré comme une approximation du coût privé du à la pollution de l'air, ce CAP peut être comparé au coût socialisé. Pour les pathologies sans arrêts de maladie, l'ajout du coût privé engendre une hausse du coût total de 150%. Pour les cas avec arrêt de travail, la hausse est de 100% pour les adultes non salariés et le coût de la gêne ne représente qu'entre un tiers et un sixième du coût. Pour les personnes âgées et les enfants, le coût de la gêne représente entre 50% et 100 % du coût socialisé.

Les résultats de la comparaison des deux enquêtes contingentes

A Strasbourg, le pourcentage de personnes qui refusent de participer au programme est de 44,7% alors qu'il est de 49,6% à Kehl. Les raisons les plus fréquemment avancées sont dans les deux cas les moyens financiers insuffisants et le fait de ne pas se considérer comme un pollueur. La probabilité de participer au programme a été traitée à l'aide de modèles probit. Les deux échantillons ont fait l'objet de régressions.

Les consentements à payer sont étudiés sur les seuls participants au programme de lutte. Les CAP moyens sont significativement différents entre Kehl et Strasbourg.

Consentements à payer moyens à Strasbourg et à Kehl

	Strasbourg	I. de confiance à 95%	Kehl	I. de confiance à 95%
CAP moyen	666 FF	[576 ; 756]	910 FF	[747 ; 1073)
Nombre d'observations	553		229	

La principale raison qui incite à payer est la santé. Le modèle expliquant le CAP est un modèle linéaire ou log-linéaire. Pour Strasbourg, les variables significatives sont celles qui indiquent que l'individu ou un membre de sa famille a souffert d'un symptôme ou d'une combinaison de symptômes. Elles sont pratiquement équivalentes pour Kehl (variables de symptômes et variable de revenu) à l'exception des combinaisons de symptômes qui ne sont pas significatives. La connaissance de l'agence de surveillance de la pollution est aussi significative pour les strasbourgeois.

Consentements à payer moyens modélisés

	Strasbourg	Kehl
Taille échantillon	1000	454
Probabilité de participer	0,55	0,50
CAP moyen	282 FF	466 FF

Les habitants de Kehl présentent par leur CAP un bénéfice plus grand pour l'amélioration de leur santé. La variable nationalité est significative et joue sur la différence, statistiquement significative aussi, de CAP moyen entre Strasbourg et Kehl. Un élément explicatif de cet écart est la préoccupation plus forte pour l'environnement à Kehl qu'à Strasbourg (manifestée par exemple par un tri des déchets instauré depuis quelques années à Kehl et non à Strasbourg).

5. Conclusion

Sur l'évaluation du coût privé : Le coût privé représente une part non négligeable du coût total sanitaire, surtout quand celui-ci porte sur la morbidité bénigne. Il représente au moins 50% du coût dans le cas de la morbidité bénigne. De nouvelles enquêtes seraient nécessaires pour estimer la part de ce coût dans le coût socialisé relatif à des morbidités graves. Au vu des résultats ci-dessus, il apparaît que le coût privé n'est pas négligeable. Dans une optique d'analyse coût-bénéfice, une telle sous-estimation risque d'en modifier les conclusions et les choix publics qui en découlent.

Sur la comparaison franco-allemande des CAP : Les différences de CAP entre Strasbourg et Kehl montrent la difficulté et la non pertinence actuelle de la méthode des transferts de bénéfices d'un lieu à un autre, surtout d'un pays à un autre. Navrud (1998) a montré d'ailleurs que le transfert de bénéfices des Etats-Unis à la Norvège était sans fondement. La fonction de bénéfices n'est pas complète si des variables de perception ne sont pas considérées (Brouwer et Spaninks, 1999).

6. Commentaires

Eléments positifs :

- + la distinction entre coût socialisé et coût privé est intéressante comme le fait de recourir à deux méthodes tout en évitant les doubles-comptes.
- + la comparaison franco-allemande (de deux populations pourtant géographiquement très proches) souligne les difficultés des transferts de bénéfices qui sont trop souvent appliqués sans refléter pas la perception des populations.

HEALTH COSTS DUE TO ROAD TRAFFIC-RELATED AIR POLLUTION (Chanel et al., 1999)

TITRES :					
(1) Health Costs due to road traffic-related Air Pollution : Economic evaluation + synthesis report					
(2) Coûts des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française					
AUTEUR(S) :					
(1) Chanel O, Seethaler R, Herry M, Masson S, Vergnaud J-C.					
(2) PRIMEQUAL (programme de recherche inter-organisme pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale)					
AFFILIATION(S) :					
(1) Organisation Mondiale de la Santé					
(2) ADEME : Direction de l'air et des transports					
REFERENCE : (1) rapport ; (2) synthèse					
Année de publication : 1999					
Période d'étude : 1996					
Pays : France, Suisse, Autriche					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	1 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autre	Non	1	1

1. Résumé

La recherche engagée par l'OMS et le PRIMEQUAL/PREDIT (pour la recherche menée en France) visait à évaluer les effets et les coûts de la pollution atmosphérique liés aux transports terrestres sur la santé humaine. Cette recherche fournit un premier éclairage sur les coûts des effets à court et long terme de la pollution de l'air sur la santé. Elle a également permis d'isoler de nombreuses difficultés et des pistes de recherche ultérieures. Ce programme de recherche comporte trois volets. Le premier concerne l'estimation des expositions aux polluants dans l'air ambiant afin de déterminer les niveaux annuels auxquels sont soumises les populations (moyenne des niveaux de fond en PM10). Le second porte sur l'évaluation des risques sanitaires, plus précisément la quantification de la mortalité à long terme et de la morbidité à court et à long terme issue de l'exposition aux particules PM10, sur la base de courbe dose/réponse. Le troisième s'intéresse à la monétarisation des impacts sanitaires.

2. Contexte

L'exposition des populations aux concentrations de PM10 : Des cartographies fines (au km²) ont été réalisées pour avoir une bonne estimation de l'exposition de la population aux moyennes annuelles de concentrations de PM10. L'estimation des concentrations de PM10 associées au trafic routier a ensuite été réalisée ainsi que l'estimation de la population exposée. Les méthodes ont différé entre les pays du fait qu'ils ne possédaient pas les mêmes bases de données. La Suisse disposait d'un inventaire, approximatif, des émissions de PM10, l'Autriche d'un réseau de mesure de l'ensemble des particules en suspension et la France d'une mesure des concentrations de Fumées Noires et de quelques sites

d'échantillonneurs de PM10 plus récemment. Les niveaux de PM10 doivent être considérés comme des niveaux minimums d'exposition en raison de l'approche minimaliste retenue dans le projet global.

Les valeurs de concentration sont globalement comparables entre les trois pays, présentant une tendance à la sous-estimation des résultats en lien avec l'approche minimaliste suivie. Les résultats varient fortement selon la localisation. La fraction des PM10 transportée sur grande distance s'avère importante, elle s'élève à plus de 50% des concentrations de PM10 évaluées en milieu rural. De plus, la contribution du trafic routier est importante. Environ 50% de la population, pour chacun des pays, vit dans des zones où les valeurs de PM10 sont comprises entre 20 et 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Enfin, en centre-ville, la contribution au trafic routier est supérieure à celle dans les zones rurales (40 à 60% contre 30%).

Quantification de la mortalité et de la morbidité liées aux PM10 :

Sur la base de fonctions dose/réponse fournies par les études épidémiologiques, les impacts sanitaires en termes de mortalité et de morbidité ont été quantifiés. Pour la mortalité, seuls les résultats d'études sur les causes de mortalité à long terme chez les adultes de 30 ans et plus ont été retenus. Pour la morbidité, les effets de court terme considérés sont les hospitalisations pour causes respiratoires et pour causes cardio-vasculaires (tous âges), les jours avec restriction d'activité (adultes ≥ 20 ans), les symptômes de bronchite aiguë (enfants < 15 ans), et les crises d'asthme (enfants < 15 ans et adultes ≥ 15 ans). La morbidité de long terme a porté sur les nouveaux cas de bronchite chronique chez l'adulte (≥ 20 ans). Les études épidémiologiques ont suivi une approche minimaliste également. Ainsi, les effets sur la santé des PM10 n'ont été pris en compte que pour des niveaux de concentration supérieurs ou égaux à 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Par ailleurs, les effets sur la santé ne sont pas étudiés individuellement pour chaque indicateur de pollution.

En 1996 lors des études, les populations des trois pays étaient de 58,26 millions d'habitants pour la France, 8,06 millions pour l'Autriche et 7,08 pour la Suisse. Les niveaux de pollution pour les trois pays variaient entre 21 et 26 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les PM10 totales dont 7,5 à 9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ imputables au trafic automobile.

Le nombre de décès prématurés pouvant être attribué à l'exposition à long terme de la population aux PM10 (exposition moyenne) est de 31 692 décès pour la France (17 629 dus aux transports), 5 576 pour l'Autriche et 3 314 pour la Suisse. Les cas imputables au trafic routier sont respectivement de 17 674 en France, 2 411 en Autriche et 1 762 en Suisse.

Pour la morbidité, l'excès d'hospitalisations lié à une exposition à court terme aux concentrations moyennes de PM10 varie de 13 796 cas en France (7 674 dus aux transports), 3 399 en Autriche à 1308 en Suisse pour causes respiratoires et de 19 761 (10 992 dus aux transports), 6 695 et 2 979 pour causes cardio-vasculaires. L'incidence de bronchite aiguë chez l'enfant est estimée à plus de 450 000 cas en France (250 434 dus aux transports), plus de 47 000 en Autriche et plus de 45 000 en Suisse. Le nombre de crises d'asthme chez l'adulte s'élève respectivement à 577 174 (321 053 dues aux transports), 93 619 et 62 593. Enfin, les effets à long terme à travers les bronchites chroniques chez les adultes se montent à 36 726 cas en France (20429 dus aux transports), 6 158 en Autriche et 4 238 en Suisse.

Ces résultats doivent être considérés comme des ordres de grandeur. Pour les effets à long terme les hypothèses et incertitudes sont sensiblement plus grandes que pour les effets à court terme en raison d'un plus faible nombre d'études épidémiologiques de cohorte. Selon l'approche minimaliste retenue, ces résultats tendent à limiter les risques de surestimation de l'impact de la pollution sur la santé.

Tableau 1. Cas de mortalité et de morbidité attribuables à la pollution de l'air³

	Nombre de cas attribuables à la pollution de l'air					
	Pour l'ensemble des PM10			Pour les PM10 issu des transports		
	Autriche	France	Suisse	Autriche	France	Suisse
Mortalité totale à long terme	5 576	31 692	3 314	2 411	17 629	1 762
Hospitalisation pour causes respiratoires	3 399	13 796	0 308	1 470	7 674	694
Hospitalisation pour causes cardio-vasculaires	6 695	19 761	2 979	2 895	10 992	1 580
Incidence bronchites chroniques (adulte)	6 158	36 726	4 238	2 663	20 429	2 248
Incidence bronchites aiguës (enfants)	47 652	450 218	45 446	20 606	250 434	24 109
Jours d'activité restreinte*	3 106 544	24 579 872	2 762 682	1 343 371	13 672 554	1 465 600
Crises d'asthme (enfants)	34 665	242 633	23 637	14 990	134 965	12 539
Crises d'asthme (adulte)	93 619	577 174	62 593	40 484	321 053	33 205

* jours de restriction d'activité : total personnes-jours par an

** crises d'asthme : total personnes-jours avec crises d'asthme

La distinction entre effets de court terme et effets de long terme porte sur la durée d'exposition à des concentrations de polluants. Concernant les décès, les effets de court terme font référence à des décès survenant dans les jours qui suivent une exposition au jour le jour à des niveaux moyens de pollution atmosphérique. Dans ces cas, la pollution est considéré comme un facteur de risque surajouté très probable qui précipite le décès de personnes déjà malades. Pour les effets de long terme de la pollution, l'estimation s'intéresse à l'impact sur la mortalité résultant d'une exposition à des niveaux moyens de pollution pendant plusieurs années. La pollution est alors considérée comme facteur de risque à l'origine même de la survenue de maladies chroniques voire de cancers pouvant engendrer des décès « prématurés » réduisant ainsi l'espérance de vie des personnes décédées. Cette approche a été retenue dans la présente étude pour l'OMS. Le nombre de décès annuel, résultant des effets à long terme de la pollution par les particules qui pourraient être évités grâce à un abaissement des niveaux de pollution sur 365 jours à un niveau inférieur à $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a été estimé à 31 692.

3. Méthode

Deux méthodes d'évaluation monétaire ont été retenues pour mesurer les coûts sanitaires engendrés par la pollution. Une première méthodologie commune a été retenue comme l'approche centrale de cette recherche. Une seconde méthodologie a été testée en tant qu'évaluation partielle se référant plus spécifiquement aux coûts matériels et reposant sur des méthodes et des hypothèses propres à chaque pays. Pour la morbidité, la première approche s'intéresse à la perte de bien-être et vise à calculer les coûts matériels et non-matériels (peine, douleur, ...). La seconde approche ne renvoie qu'aux coûts matériels. Les pertes de bien-être liées à la morbidité sont évaluées par un consentement à payer pour éviter un épisode morbide. Le coût matériel est estimé à l'aide des coûts médicaux (traitement et consultation) et des coûts relatif à l'absentéisme. Pour la mortalité les deux approches considèrent la valeur d'évitement d'un décès. La première approche traite de la diminution du risque de mortalité ex-

³ Les estimations basse et haute relatives à l'intervalle de confiance des estimations sont présentées dans la synthèse faite par PRMEQUAL/PREDIT en francs français et dans les rapports de l'étude (Sommer, Seethaler et al., *Economic Valuation Report*, 1999 ; Seethaler, *Synthesis report*, 1999) en euros. Téléchargement sur le site de l'OMS :

ante. La seconde s'intéresse aux coûts ex-post, c'est-à-dire après que la pollution ait conduit à un décès. La méthodologie d'évaluation de la perte de bien-être, et surtout des coûts non-matériels est celle de la détermination des consentements à payer pour réduire un risque de mortalité. Pour les coûts matériels associés à un décès la méthode retenue est celle des pertes de consommation ou de production induites par le décès prématuré en lien avec le nombre d'années de vie perdues.

L'approche méthodologique commune basée sur le consentement à payer pour évaluer la valeur d'évitement d'un décès prend en compte initialement les estimations empiriques de CAP dans le cas des accidents de la route. Ces valeurs ont ensuite été adaptées au contexte spécifique de la pollution de l'air. En référence à la littérature existante et aux études empiriques récentes une valeur de 1,4 million d'euros a été adoptée comme base. Cette valeur se situe dans la fourchette basse de la majorité des évaluations empiriques. Elle a ensuite été adaptée au contexte des impacts de la pollution atmosphérique, qui se caractérise par une moyenne d'âge plus élevée des victimes de la pollution de l'air que des victimes des accidents de la route. En référence à la tendance, empirique comme théorique, de décroissance des CAP avec l'augmentation de l'âge (cf. Department of Health UK, 1999 ; Jones-Lee, 1998), la valeur retenue a été abaissée en relation avec une moindre espérance de vie et une moindre qualité de vie des victimes de la pollution de l'air. La pondération du facteur âge par la structure des âges des décès dus à des maladies cardio-vasculaires ou respiratoires et à des cancers du poumon dans les trois pays a débouché sur un coefficient de correction de 612%. L'application de ce coefficient a fourni une valeur ajustée de 0,9 million d'euros pour la valeur d'évitement d'un décès lié à la pollution atmosphérique. Les deux valeurs ont été proposées et appliquées dans l'étude en raison de l'absence de fondements empiriques suffisants pour contraindre l'application d'une seule des deux estimations (avec ou sans ajustement sur l'âge). L'ajustement sur l'âge aboutit à des coûts inférieurs de 40% à ceux non ajustés, il a donc été retenu dans l'approche minimaliste (cf. tableau 2).

Concernant les consentements à payer pour éviter des événements de morbidité, des valeurs de consentements à payer issues de la littérature américaine ont été utilisées en raison de la rareté des études menées en Europe. Concernant les hospitalisations pour causes respiratoires ou cardio-vasculaires, le CAP est de 7 870 euros par admission (Cf. ExternE, 1995 ; Chesnut, 1995). Pour les bronchites chroniques, le CAP est de 209 000 euros par cas (Chesnut, 1995). Pour les autres cas de bronchite, le CAP est de 131 euros par cas (Maddison, 1997). Les jours avec restriction d'activité correspondent à un CAP de 94 euros par jours (Maddison, 1997). Les crises d'asthme en personnes-jours renvoient à un CAP de 31 euros par attaque (Maddison, 1997).

L'approche partielle à chaque pays comprend deux grandes versions. L'Autriche et la Suisse ont fondé leur approche sur les pertes de production dans un scénario axé sur la victime des impacts de la pollution, à savoir sur la catégorie de la population dont les cas de décès sont imputables à la pollution de l'air. Cette approche a été retenue dans le but de comparer par la suite les coûts sanitaires liés à la pollution de l'air du trafic routier avec les coûts des accidents de la route établis selon la même approche.

Concernant la mortalité, la perte annuelle moyenne de production permet de déterminer le nombre moyen d'années perdues du fait d'un décès prématuré. Sur la base de résultats épidémiologiques, l'âge moyen des victimes de maladies respiratoires et cardio-vasculaires et de cancers du poumon est estimé à 80,2 ans en Suisse et 79,9 ans en Autriche, avec des espérances de vie respectives de 9,5 ans et 9,7 ans. Un taux de croissance de la production et un taux d'actualisation sont également appliqués, fixés à 2%. Les coûts de mortalité estimés par les pertes de production dues à la pollution de l'air sont de 987 millions d'euros en Autriche et 649 millions d'euros en Suisse pour 1996. La France a suivi une démarche alternative s'intéressant à la perte de consommation nette pour l'ensemble de la population et pas seulement les cas de mortalité liés à la pollution. Le nombre d'années de vie perdues à cause de la pollution de l'air est donc calculé sur l'ensemble de la population. L'espérance de vie moyenne est ensuite établie pour une situation hypothétique de réduction de la pollution de l'air. La différence des résultats entre la situation observée et la situation hypothétique informe sur le taux de survie et sur l'espérance de vie hors pollution atmosphérique des transports. Les nombres d'années perdues à cause d'une exposition à la pollution ainsi estimés sont à l'année 1996 de 174 904 pour les femmes et de 136

321 pour les hommes, et le coût total annuel de ces pertes d'années de vie est estimé à 3 916 millions d'euros (2 216 millions dus aux transports).

Concernant la morbidité, l'approche partielle par pays utilise la méthode du coût de la maladie. Le coût de la morbidité est estimé par les coûts de traitements médicaux et les pertes de production. Les autres coûts tels que d'évitement et de changement de comportement ou les coûts privés de perte de bien-être (peine, souffrance, ..) sont négligés.

Les coûts imputables aux transports ne se rapportent qu'aux trafics routiers de personnes et de marchandises en dehors du trafic « off-road » (véhicule de chantier, militaire, ...). Les impacts des transports aériens, ferroviaires ou fluviaux ne sont pas considérés.

En dehors des différents choix méthodologiques présentés précédemment, un certain nombre d'hypothèses et de décisions sont nécessairement posées dans les domaines de la pollution, de l'épidémiologie ou de l'économie. Ces hypothèses et décisions sont directement en relation avec l'existence d'incertitudes quant aux conséquences de l'exposition, à l'étendue et à la pertinence des mesures monétaires. Une optique a justement été clairement définie dans ce travail, celle d'appliquer ou de retenir systématiquement l'approche minimaliste c'est-à-dire le résultat minimal qui peut être considéré comme attribuable à la pollution de l'air.

Un choix décisif a porté également sur la détermination du niveau d'exposition à la pollution de l'air que l'on pouvait considérer comme celui de « référence ». Ce niveau minimal d'exposition à partir duquel les impacts sur la santé et les coûts sont évalués est de $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en concentration moyenne annuelle des particules PM10. Le choix du niveau de référence joue fortement sur les résultats en termes de nombre de cas additionnels dus à la pollution de l'air par les PM10. Le nombre de décès prématurés est particulièrement influencé par ce niveau, et il serait nettement plus élevé si le niveau d'évaluation le plus faible n'était pas pris en compte. Ce niveau de référence ne peut toutefois pas être considéré comme un niveau sans effet. Aucune indication n'est donnée par les études épidémiologiques pour fixer un « seuil sans effet » pour les PM10.

4. Les résultats

Evaluation par les consentements à payer

L'évaluation monétaire à partir de consentements à payer a été réalisée sur la base de valeurs monétaires communes pour les trois pays. Les différences dans les résultats renvoient donc aux spécificités nationales en termes de niveaux de pollution et de niveaux des indicateurs sanitaires.

Les estimations faites pour l'année 1996 fournissent des coûts sanitaires imputables à la pollution s'élevant à 38 856 millions d'euros en France, 7 245 millions d'euros en Autriche et 4 502 millions d'euros en Suisse. Rapportés à la population, les pertes de bien-être annuelles sont estimées à 667 euros en France, 830 euros en Autriche, 589 euros en Suisse. La part imputable au trafic routier s'élève à 21 615 millions d'euros en France, 3 133 millions d'euros en Autriche et 2 392 millions d'euros en Suisse. Rapportées à la population, ces estimations donnent la part des transports dans le coût global associé à la pollution : la plus élevée concerne la France avec 56%, contre 53% pour la Suisse et 43% pour l'Autriche.

Tableau 2. Evaluation par l'approche du consentement à payer (millions d'euros)

	Evaluation pour l'ensemble des PM10			Evaluation pour la part due aux transports		
	Autriche	France	Suisse	Autriche	France	Suisse
Mortalité de long terme (avec ajustement sur l'âge)	5576	28523	3314	2411	15866	1762
Hospitalisation pour causes respiratoires et cardio-vasculaires	79,5	264,1	33,7	34,4	146,9	17,9
Bronchites chroniques	1287	7675,7	885,7	556,5	4269,7	469,8
Bronchites aiguës	6,2	59	6	2,7	32,8	3,2
Attaques d'asthme	4	25,4	2,6	1,8	14,2	1,4
Jours d'activité restreinte	292	2310,5	259,7	126,3	1285,2	137,8
Total morbidité	1668,7	10334,7	1187,7	721,7	5748,7	630,1
TOTAL (MEuros)	7244,7	38856	4501,7	3132,7	21615	2392,1

Concernant la part des coûts imputables aux transports, la faiblesse des écarts est due au niveau absolu de la pollution de l'air associée aux transports (niveau commun aux trois pays). La moyenne des concentrations de PM10 liées aux transports est estimée à 8,9 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la France, 7,4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la Suisse et 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'Autriche.

Evaluation par les pertes de ressources économiques

Dans cette approche ne sont considérés que les coûts matériels. La Suisse fait exception toutefois en intégrant des coûts immatériels comme la peine ou la souffrance mais à un niveau beaucoup plus faible que celui de l'approche par les consentements à payer. Comme seuls les pertes de ressources économiques sont monétarisées, les valeurs obtenues sont nettement inférieures de celles issues des consentements à payer, d'un facteur 3,9 pour la Suisse, 9,2 pour la France et 6,6 pour l'Autriche.

Tableau 3. Evaluation par l'approche des pertes de ressources économiques (millions d'euros)

	Evaluation pour l'ensemble des PM10			Evaluation pour la part due aux transports		
	Autriche	France	Suisse	Autriche	France	Suisse
Mortalité de long terme	987	3916	1 095	427	2 216	582
Hospitalisation pour causes respiratoires et cardio-vasculaires	83,1	157,6	39,3	36	88	20,8
Bronchites chroniques	20,3	121,2	14	8,8	67,4	7,4
Bronchites aiguës	1,2	17,6	1,5	0,5	9,8	0,8
Attaques d'asthme	0	0,45	0	0	0,25	0
Jours d'activité restreinte	-	-	-	-	-	-
Total morbidité	104,6	296,8	54,8	45,3	165,1	29
TOTAL (MEuros)	1 091,6	4 213	1 149,8	472,3	2 381	611

Les écarts entre les évaluations par les CAP et celles par les pertes de ressources économiques s'expliquent pour une bonne partie par les différentes évaluations d'une année de vie perdue selon les pays dans le cas de l'approche par des pertes de ressources économiques. Les différentes estimations sont : 18 230 euros par année de vie perdue en Autriche, 12 600 euros en France et 34 800 euros en Suisse. Des différences dans les coûts des traitements médicaux entre les pays expliquent également en partie les écarts dans les coûts totaux.

En francs français, les coûts de la pollution de l'air pour la mortalité à long terme atteignent 190,2 milliards de francs dont 105,8 attribuables au trafic routier, selon l'approche des pertes de bien-être (valeur d'évitement d'un décès égale à 6 millions de francs, estimation basse dans la fourchette des

études européennes). Avec l'approche par les pertes matérielles, le coût global s'établit à 26 milliards de francs dont 14,5 attribuables aux transports (valeur d'une année de vie perdue égale à 825 000 F, estimation basse à nouveau).

Pour la morbidité, les coûts s'élèvent à 67,8 milliards de francs (37,7 attribuables au trafic routier) toujours selon la même approche. La part relevant d'effets à long terme est dominante puisque qu'elle représente 93% des coûts évalués par la méthode des pertes de bien-être (72% des coûts évalués par les pertes de consommation). La mortalité représente également une part importante de l'ensemble des coûts sanitaires, plus de 70% du total des pertes (73% pour la France selon l'approche par les pertes de bien-être et 93% selon l'approche par les pertes matérielles).

Même si la comparaison est délicate en raison du caractère comptable et marchand des indicateurs de la richesse nationale produite, les pertes de bien-être ainsi estimées représentent 3,4% du PNB et 1,7% pour la part liée au trafic. Les coûts matériels représentent quant à eux 0,5% du PNB et 0,3% pour la part liée au trafic.

5. Conclusion

Cette recherche a débouché sur un certain nombre de recommandations pour des travaux ultérieurs, en particulier :

- améliorer les connaissances et la qualité des données : le développement des réseaux de mesure de la qualité de l'air est indispensable à de telles études. L'amélioration du recueil et de la qualité des données sur la santé est également primordiale pour élargir l'étude sur les effets de la pollution notamment à long terme.
- promouvoir la recherche interdisciplinaire au niveau européen. Le développement d'un réseau de surveillance à l'échelle européen constitue une base incontournable pour assurer une comparabilité des données d'exposition aux polluants.
- articuler connaissance, décision et information. L'enrichissement des évaluations d'impact sanitaire (EIS) d'une évaluation monétaire des impacts peut contribuer à faciliter l'interface entre la production des données d'impact et des estimations monétaires d'un côté et la prise de décision dans le domaine politique de l'autre côté.
- dans le champ économique, un effort particulier reste à mener dans l'approche du consentement à payer pour la détermination des coûts sanitaires au sein des différents pays européens. Des études empiriques sur les risques liés à la pollution de l'air doivent être menées indépendamment des risques accidentels liés au trafic. Les différences de contexte socioculturel et d'appréciation du risque doivent également être approfondies. Enfin, de telles études sont à mener pour les différents types d'impacts sanitaires, à court terme et à long terme, et les différents polluants.

6. Références

Chesnut L.G. (1995), *Human health benefits from sulfate reduction under Title IV of the Clean Air Act Amendments*, prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Washington.

Department of Health UK (1999), *Economic appraisal of the health effects of air pollution*, London.

ExternE (1995), *Externalities of energie*, vol 1 : summary/externalities of energie, vol 2 : Methodology.

Jones-Lee M.W. et al. (1998), *On the contingent valuation of safety and the safety of contingent valuation* : Part 2 – The CVG/SG « Chained » Approach.

Maddison D. (1997), *Valuing morbidity effects of air pollution*, mimeographed, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University College London and University of East Anglia.

7. Commentaires

Eléments positifs :

+ La différence de niveaux dans les coûts sanitaires dus à la pollution atmosphérique peut être importante selon les pays. L'étude met en évidence les écarts de monétarisation imputable à certaines hypothèses déterminantes dans la monétarisation comme celle de l'évaluation de la valeur d'évitement d'un décès ou plus précisément d'une année de vie perdue.

+ La prise en compte des effets de long terme apporte une vision différente des coûts sanitaires qui nécessite encore d'être approfondie tant dans de nouvelles études épidémiologiques au sein de différents pays (en Europe, Asie, ...) que dans les évaluations monétaires des impacts notamment immatériels.

Eléments négatifs :

- Une estimation haute des évaluations monétaires des impacts de la pollution aurait pu constituer une base de réflexion intéressante sur le choix des hypothèses de quantification et de monétarisation par rapport aux valeurs produites. Une hypothèse haute aurait également pu constituer un signal d'alarme face à l'approche minimaliste. Les facteurs de coûts considérés restent en effet prudents dans cette recherche.

- Les effets additionnels d'autres polluants n'ont pas été considérés. Ceci tend à renforcer le côté minimaliste des estimations produites.

MONÉTARISATION DES COÛTS EXTERNES DE LA SANTÉ IMPUTABLES AUX TRANSPORTS (Ecoplan, 1996)

TITRE : Monétarisation des coûts externes de la santé imputables aux transports					
AUTEUR(S) : ECOPLAN					
AFFILIATION(S) : pour le compte du service d'étude des transports du département fédéral des transports, des communications et de l'énergie					
REFERENCE : rapport de synthèse					
Année de publication : 1996					
Période d'étude : 1993					
Pays : Suisse					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 1 : Perte de production	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autres	1	1	1

1. Résumé

L'étude s'intéresse aux répercussions sur la santé humaine de la pollution de l'air imputable aux transports et en donne une évaluation monétaire. L'exposition de la population à la pollution est explorée à partir d'un quadrillage fin du territoire et des polluants génériques exprimés en PM10 et en NO2. L'impact sur la santé est mesuré par des courbes dose-réponse, c'est à dire entre les variations de la concentration des polluants et la mortalité ou la fréquence de troubles de la santé. La méthode des dommages est utilisée pour les coûts des traitements médicaux. Les coûts de pertes de production sont également estimés. Pour l'année 1993, la pollution de l'air due au trafic motorisé a généré des coûts externes sur la santé de plus de 1,6 milliards de francs suisses.

2. Contexte

Objectifs

Les coûts externes sont considérés comme problématiques par le fait qu'ils engendrent des décisions erronées et conduisent au gaspillage de ressources vitales qui n'existent pas en quantité infinie (eau, air). La politique affichée est que l'Etat doit éviter ce gaspillage, intervenir et chiffrer le prix de l'air propre et d'autres facteurs environnementaux.

L'objectif de l'étude se scinde en trois grands volets :

- Etablir des données de base épidémiologiques. Il s'agit de mettre en relation la pollution de l'air et les effets sur la santé, mortalité et morbidité. L'analyse se base sur des résultats épidémiologiques internationaux et sur les résultats d'une étude suisse réalisée dans le cadre du projet PNR 26 « Homme, santé, environnement ».
- Détermination de la pollution de l'air imputable aux transports en Suisse. Cela nécessite la construction d'une typologie des nuisances auxquelles sont exposées les communes suisses (part

des ménages, de l'industrie et des transports dans les immissions polluantes et distribution spatiale). Ces travaux ont été réalisés par l'institut d'hygiène et de physiologie du travail de Zurich.

- Détermination des coûts de la santé. Sur la base des données épidémiologiques, il s'agit de dresser un inventaire des maladies et des traitements. Les coûts spécifiques des traitements peuvent être chiffrés ainsi que les coûts de perte de production. Ce travail est réalisé par ECOPLAN/IMIB.

La présente étude fait le lien entre ces trois travaux et les coûts de la santé dus au trafic motorisé pour l'ensemble de la Suisse.

Délimitation spatiale et temporelle

L'étude porte sur les atteintes à la santé de la population vivant sur le territoire suisse et non sur les atteintes occasionnées par la pollution produite en Suisse sur les populations des pays voisins.

La délimitation temporelle est l'année 1993, qui correspond au trafic réalisé en 1993. Cela signifie que les coûts estimés comprennent aussi les coûts des cas de maladie et de décès déterminés pour 1993 mais qui peuvent se prolonger au-delà de 1993. Les atteintes calculées pour 1993 ne relèvent pas non plus uniquement de la pollution produite en 1993 mais aussi de celle produite précédemment. Les données sont dans la majorité des cas relatives à 1993.

- Données de base épidémiologiques : données de référence Suisse (1990-1994)
- Quantificateurs d'effets : études suisses (1991-1993), études étrangères (diverses années)
- Pollution de l'air (NO₂ et PM₁₀ : 1993)
- Données médico-économiques (frais de traitement, pertes en ressources et autres : 1993).

Polluants génériques considérés

La pollution de l'air résulte d'une combinaison de plusieurs polluants qui rend difficile l'établissement d'une corrélation entre un polluant donné et une atteinte à la santé. Le choix a donc été fait de considérer des polluants génériques. Les particules PM₁₀ constituent la mesure la plus adéquate. Le dioxyde d'azote (NO₂) est également considéré car il est produit par les transports et est estimé en Suisse à partir de stations de mesure. Il doit être considéré comme un indicateur de contrôle dans cette étude.

Effets sur la santé considérés

Les bases épidémiologiques

Deux éléments sont importants à connaître :

- Les quantificateurs d'effets : relation entre la charge polluante (issus d'études nationales et internationales, pour la mortalité de longue durée recours aux deux études américaines [Dockery et Pope ; Abbey]) et une maladie soit la fréquence de la maladie considérée en Suisse (données sanitaires suisses, statistiques des années 1990 à 1993). Les résultats des études américaines sur la mortalité à long terme ont été appliqués en Suisse pour deux raisons : ces études couvrent une gamme de polluants similaires à ceux que l'on trouve en Suisse et l'étude PNR 26 sur la mortalité de court terme aboutit à des résultats équivalents à ceux issus d'études internationales. Un des résultats intéressants est que la mortalité croît de 4,4% quand la concentration de l'air en PM₁₀ augmente de 10 µg/m³.

- L'exposition de la population suisse aux polluants en 1993 a été réalisée à partir d'un modèle décrivant l'exposition aux PM10 pour chaque km². Les immissions sont clairement plus élevées dans les grandes agglomérations de Bâle, Zurich, ... que dans les régions alpines à l'exception des grands axes routiers. La part des transports est de 40% en moyenne. Le trafic est considéré au sens large c'est à dire trafic routier et trafic offroad (machines de chantier, agriculture, sylviculture, trafic aérien, navigation et trafic ferroviaire). La pollution liée aux émissions naturelles et anthropiques produites à l'étranger, « charge de base », est responsable de 24% des immissions, l'industrie et les ménages de 36%. En moyenne la population suisse est exposée à une concentration de 20,9 µg/m³ de PM10.

Calcul des atteintes à la santé

Pour chaque tranche de population correspondant à une tranche de pollution, le nombre de décès et de cas de maladie a été calculé à l'aide des quantificateurs d'effets. Le même calcul a été réalisé dans une situation hypothétique sans pollution imputable aux transports. Ensuite la différence des deux types de résultats a permis de déterminer la part de la pollution due aux transports.

Atteintes à la santé dues à la pollution de l'air causée par les transports (1993)

Effets pollution / transports	Unité (par an)	Effets dus aux transports basés sur les PM10
Décès prématurés	Cas	2100
Cas d'invalidité dus à bronchite chronique	cas	10
Journées de soins hospitaliers	Jours	12 100
<i>maladie respiratoire</i>		6500
<i>maladie cardio-vasculaire</i>		5700
Bronchite chronique	prévalence	22 000
Recours aux urgences		<i>Pas d'estimation</i>
Crises d'asthme	crises	1,4 millions
Prise de médicaments pour asthmatiques	jours	1,5 millions
Bronchite infantile	cas	31 000
Symptômes respiratoires (enfants et adultes)	jours	8 millions
Activité restreinte	jours	2,5 millions
Incapacité de travail	jours	426 000

Statistiquement, l'espérance de vie des 2 100 victimes est raccourcie de 12,7 ans en moyenne.

3. Méthodes de monétarisation

La méthode est une combinaison de la méthode dose/effet et de la méthode des coûts en ressources ou pertes de production.

Pertes de production

Les limitations ou la disparition d'un potentiel de production, durables ou temporaires, ont été chiffrées par la méthode de la perte de production. La valeur du rendement brut a été utilisée. Cette méthode intègre la valeur totale de production que réalise un être humain au cours de sa vie et non pas la seule différence entre production et consommation. L'indicateur utilisé est le revenu du travail salarié. Il est défini comme étant le produit d'un partage du travail entre l'ensemble des membres de la société. Aucune distinction n'est donc faite entre ceux qui travaillent et ceux qui ne travaillent pas, c'est le produit de toutes les personnes en âge de travailler. Le revenu du travail salarié est défini comme le revenu moyen par habitant correspondant au rapport entre le revenu salarial global annuel

des employés et des indépendants et le nombre d'habitants de plus de 14 ans (salaire moyen annuel de 41 712 francs suisses). Le fait qu'aucune distinction ne soit faite entre les âges peut poser problème du fait que la structure des âges des personnes décédées à cause de la pollution de l'air s'écarte beaucoup de celle de la population totale. En effet, l'âge moyen est de 76,2 ans alors que celui de la population est de 38,6 ans. Le principe de calcul par habitant ne conduit pas à surestimer les coûts d'après les auteurs pour deux raisons. Premièrement, la perte de production donne une estimation très prudente en comparaison des valeurs issues des dispositions à payer. Deuxièmement, la méthode repose sur le rendement brut qui intègre la consommation propre de la victime, et donc par conséquent la perte de consommation et de profit qui découle d'un décès prématuré.

Dans le cas de décès et d'invalidité, la perte de production est déterminée sur la base des années de vie perdues. Un taux de croissance de la production (production non constante dans le temps) et un taux de préférence temporelle sont alors calculés. Pour les calculs ils sont considérés comme égaux. Le taux de préférence temporelle est une hypothèse sur la façon dont les individus préféreront aménager leur temps et il traduit le principe selon lequel un individu préfère un revenu donné actuellement à un revenu égal dans le futur. Les pertes n'ont pas la même valeur dans le temps. Dans le cas d'hospitalisation, la perte de production est calculée en fonction des estimations des journées de soins et des absences de travail. La perte moyenne de production par décès imputable aux transports a été estimée à 520 000 francs suisses.

Perte de production liée à un décès prématuré :

La perte moyenne des années de vie potentielles due aux décès prématurés est de 12,7 ans. La perte de production se calcule à partir de la perte annuelle multipliée par les années de vie potentiellement perdues. Pour calculer ces dernières, on part de l'espérance de vie correspondant à chaque classe d'âge (par exemple elle est de près de 80 ans à la naissance, et elle est juste supérieure à 10 ans à 75-79 ans). Le nombre d'années de vie perdues est donc égal à l'espérance de vie spécifique à chaque classe d'âge. La moyenne est obtenue par l'espérance de vie moyenne de chaque victime pondérée par la répartition des décès par classe d'âge. La perte de production générée par les 2100 décès imputables à la pollution s'élève à 1109 millions de francs suisses.

Perte de production dans le cas d'invalidité lié à une bronchite chronique :

Les bronchites chroniques tendent à augmenter de 25% quand la concentration des PM10 s'accroît de $10\mu\text{g}/\text{m}^3$. L'hypothèse est faite alors que le nombre de cas d'invalidité augmente aussi de 25% soit 10 cas de plus par an. L'âge moyen des « rentiers AI » (« Infections des voies respiratoires » et « Autres maladies des organes respiratoires ») était de 56,3 ans en 1993, conduisant à une perte de production pendant 27,5 ans. Le degré d'invalidité est alors de 76%. La perte de production est chiffrée à 8,7 millions de francs suisses.

Perte de production liée à un arrêt sans hospitalisation :

L'estimation est faite à partir des chiffres du personnel des CFF (chemins de fer fédéraux suisses) et extrapolée à l'ensemble de la population de plus de 14 ans. La perte de production est de 114,3 francs par jour, soit 48,7 millions de francs suisses en 1993 pour 426000 journées de travail perdues.

Perte de production liée à une hospitalisation :

On compte au total 12100 jours d'hospitalisation avec une perte de production moyenne de 114,3 francs par jour (sachant que les malades ne reprennent pas leur activité en sortant de l'hôpital mais dans un temps au moins égal à celui passé à l'hôpital) soit une perte globale est de 2,8 millions de francs suisses.

Frais de traitements médicaux

Deux types de coûts de traitement sont distingués : les coûts des traitements ambulatoires et stationnaires. Les coûts des traitements stationnaires comprennent les soins hospitaliers. Pour les traitements ambulatoires sont considérés les consultations médicales, les médicaments et les autres moyens auxiliaires.

--Coûts des traitements stationnaires : évaluation faite sur la base de la journée d'hospitalisation pour maladies respiratoires et cardio-vasculaires. Les coûts moyens des soins hospitaliers s'élèvent à 614 francs par jour d'après la VESKA (Institut de statistique médicale)).

--Coûts des traitements ambulatoires : peu précis en raison d'une forte hétérogénéité ; il est donc nécessaire de prendre en compte différentes maladies : bronchites chroniques, aiguës, crises d'asthme, symptômes respiratoires, décès de personnes non hospitalisées.

--Coûts du traitement des bronchites infantiles aiguës : le traitement coûte 50,2 francs (consultation et traitement), à partir d'une vue générale des ordonnances et consultations médicales suisses regroupées dans une liste (liste IMS : International Medical Statistics).

--Coûts du traitement des bronchites chroniques : soins en cas d'exacerbations aiguës. Les coûts sont calculés sur la base d'un modèle d'arborescence décisionnelle pour le traitement ambulatoire et s'élèvent à 224,45 francs par exacerbation, le patient ayant entre 1 et 3 exacerbations par an. La moyenne arithmétique globale de 9,9 millions de francs suisses a été retenue (22000 cas).

--Coûts des traitements prodigués aux asthmatiques : la thérapie continue habituellement réalisée n'est pas considérée dans les calculs du fait qu'il n'a pas été établi jusqu'à présent de relation épidémiologique entre pollution de l'air et nombre de personnes asthmatiques. Seuls sont pris en compte les traitements des crises d'asthme aiguës, le lien épidémiologique étant avéré. Les coûts de ces traitements reposent sur les prix des doses journalières de bronchodilatateurs dans le cas de crise. Les coûts sont ensuite extrapolés au nombre de cas de crises d'asthme occasionnées par la pollution. Les coûts atteignent entre 0,8 et 1,6 million de francs suisses. L'estimation finale retenue est la moyenne arithmétique de ces deux chiffres.

--Coûts des traitements prodigués aux patients souffrant de symptômes respiratoires : Une approximation est faite à partir des chiffres d'affaires réalisés sur les principaux médicaments utilisés pour soigner ces symptômes.

--Coûts des traitements des personnes décédées sans hospitalisation : le coût des traitements ambulatoires est difficile à calculer et des risques de doubles-comptes avec des traitements pour bronchite chronique par exemple sont à éviter. Une approximation grossière est faite à partir de données épidémiologiques : sur 1000 jours de soin, sont comptés 3,6 décès dus à des maladies respiratoires et 0,9 dus à des maladies cardio-vasculaires. Extrapolés aux journées de soins imputables à la pollution des transports (6 500 francs et 5 700 francs respectivement), on parvient à un total de 28 décès en établissement hospitalier. On calcule alors 2072 décès en milieu non hospitalier par différence (2100 décès dus à la pollution- 28 en milieu hospitalier). Le coût minimal de ces décès est donné par les émoluments facturés par l'établissement du certificat de décès (39,6 francs suisses/décès). Le total s'élève donc à 0,1 million de francs suisses.

Coûts immatériels

Les coûts immatériels comprennent les souffrances physiques et psychiques, les chocs, la peur, l'angoisse ou la perte de joie de vivre. Pour estimer ces coûts la méthode consiste à prendre en compte les prestations en dommages-intérêts accordés par les tribunaux pour les décès et les pertes de l'intégrité corporelle. Cette méthode, qui peut être considérée comme une « construction auxiliaire », sous-estime beaucoup les coûts immatériels effectifs. Cette méthode pose problème par le fait que les

sommes octroyées dans les tribunaux tiennent compte du degré de culpabilité et de la fortune de la personne civilement responsable. Le non recours aux estimations faites en 1995 avec la méthode du consentement à payer en Suisse tient au fait qu'il n'était pas possible d'extrapoler à l'ensemble du pays une enquête faite sur seulement trois cantons de Suisse Romande. Par ailleurs, impossible de s'assurer que la perte de consommation est incluse dans la disposition à payer.

Pour les décès, le montant est de 211 000 francs, soit un montant total de 443,1 millions de francs suisses pour 2100 décès.

Pour l'invalidité ou l'hospitalisation, des tarifs plus bas sont appliqués, respectivement 112 000 et 6000 francs par cas. Différents degrés d'invalidité ont été considérés : de 40 à 49% : 49 000 fr. (3% des cas) ; pour un degré de 67 à 100% = 124 000 fr. (71% des cas). L'invalidité ne se réfère qu'aux infections des voies respiratoires et autres maladies des organes respiratoires. Les barèmes appliqués distinguent 3 niveaux d'invalidité (40-49% ;50-66% ;67-100%), le cas avec hospitalisation et les destinataires à savoir la victime et les survivants (parents, époux/épouse, enfant). Les coûts immatériels sont calculés à partir des barèmes et de la structure des âges et des sexes de la population en 1993 ainsi que de l'état civil (marié ou célibataire).

Coûts administratifs des assurances

Des dépenses administratives supplémentaires liées aux atteintes à la santé dues à la pollution sont générées. Elles conduisent à des paiements entre patient, hôpital et caisse maladie et elles modifient les charges administratives des caisses d'assurance sociale et de pension du fait de la suppression ou de l'octroi de rentes supplémentaires. Les frais administratifs ont été déterminés en fonction de prestations d'assurance calculées et des majorations officielles pour frais administratifs.

--Coûts administratifs liés aux coûts des traitements médicaux : les taux de coûts administratifs sont calculés sur la base des prestations et dépenses des principales institutions d'assurance suisses en 1993 (assurances sociales = 8,4% des coûts en 1993) pour les traitements ambulatoires. L'hypothèse est posée que les ménages supportent 3% des coûts. Pour les traitements stationnaires, la répartition des unités d'imputation repose sur des statistiques existantes.

--Modification des coûts administratifs due à des changements dans les prestations de transfert : estimations simplifiées des rentes supplémentaires octroyées aux survivants, des rentes de vieillesse supprimées à des personnes décédées, des rentes d'invalidité supplémentaires ou de la poursuite du versement de salaire dans le cas d'invalidité.

Le résultat final est une réduction des prestations de transfert en raison surtout d'une baisse des rentes de vieillesse due aux décès prématurés (-469 millions de francs suisses).

4. Résultats

Effets sur la santé

Pour l'année 1993, l'évaluation globale des atteintes à la santé due à la pollution de l'air imputable aux transports est de 1,6 milliards de francs suisses.

Effet imputable aux transports basé sur les PM10		Coûts (en millions de francs suisses)
Pertes de production	2100 décès prématurés /an	1109
	10 cas d'invalidité dus à bronchite chronique / an	9
	12100 jours de soins hospitaliers/an	3
	426000 jours d'incapacité de travail / an	49
Coûts immatériels	2100 décès prématurés / an	443
	10 cas d'invalidité dus à bronchite chronique / an	1
	800 hospitalisations / an	5
Coûts des traitements stationnaires	12100 jours de soins hospitaliers/an	7
Coûts des traitements ambulatoires	31000 cas de bronchite aiguë /an	2
	22000 cas de bronchite chronique*	10
	1,4 mio. jours de crise d'asthme / an	1
	8,0 mio. jours de symptômes respiratoires / an	<1
	2072 décès en milieu non hospitalier / an	<1
Coûts administratifs des assurances	Traitements médicaux supplémentaires	1
	Diminution des prestations de transfert	-8
Total des coûts de la santé imputables aux transports		1632

* augmentation globale observable des cas de bronchite chronique imputables aux transports.

Même si la mortalité constitue le principal poste d'impact sur la santé de la pollution, il est important de souligner aussi les impacts non négligeables sur la morbidité qui de plus provoquent une diminution de la qualité de vie, que la méthode d'évaluation utilisée dans l'étude ne traduit pas en somme d'argent. Tous les effets ne sont pas considérés, notamment les effets cancérigènes. Les coûts immatériels ne sont évalués que partiellement, car conformément au mandat, la méthode de la disposition à payer n'a pas été menée.

Les résultats obtenus sont estimés comme 2 à 5 fois plus grands que les approximations de l'époque en raison notamment de la prise en compte des effets de long terme à partir des études américaines.

Résultats par catégorie de trafic

Les coûts sont ventilés entre le trafic routier et le trafic « offroad ». La ventilation repose sur les prestations kilométriques de chaque moyen de transport (millions de personnes-kilomètres et tonnes-kilomètres parcourues en 1993). Le trafic routier est responsable de 79% de la part des coûts de la pollution due aux transports soit 1289 millions de francs (820 pour le transport de personnes et 470 pour le transport de marchandises) soit rapportés aux kilomètres parcourus à 1,0 centime par personne-kilomètre et à 4,6 centimes par tonne-kilomètre⁴.

⁴ Prestations kilométriques considérées pour le calcul : 85 977 millions de passagers-kilomètres pour le transport motorisé de personnes et 10 378 millions de tonnes-kilomètres pour le transport de marchandises.

Coûts externes de la santé par catégories de trafic en Suisse (1993)

	Transport routier			Trafic offroad	Total Transports
	Marchandises	Personnes	Total		
Part dans la pollution de l'air due aux transports	29%	50%	79%	21%	100%
Coûts de santé en millions de francs	473	816	1289	343	1632

5. Conclusion

Les résultats globaux présentés constituent toujours une limite inférieure des coûts externes effectifs de la santé. La répartition entre les catégories de trafic repose sur des bases physiques relativement peu nombreuses conduisant par conséquent à des estimations entachées de grande incertitude.

Les coûts dus à la pollution sont dominés par les pertes de production et les coûts immatériels, les deux autres catégories sont d'importance secondaire.

La sensibilité des résultats dépend donc beaucoup des paramètres qui ont une incidence significative sur les décès :

-- l'exposition de la population aux polluants et à ceux générés par les transports. Dans cette étude, l'exposition est considérée au domicile. Cela a conduit à sous-estimer l'exposition des personnes pendulaires travaillant dans de grandes agglomérations. Même si elle apparaît solide, l'exposition considérée reste prudente. L'apport des transports calculé à partir de plusieurs sources présente une certaine marge d'erreur, en raison d'un faible nombre de données décrivant la qualité de l'air.

-- les quantificateurs d'effets utilisés : les études américaines de longue durée sont considérées comme incontestables quant à leur qualité scientifique. L'application à la Suisse a été possible du fait d'une équivalence du champ des polluants. La transférabilité spatiale repose sur le succès du transfert dans le cas des effets de court terme.

6. Commentaires

Questions en suspens et perspectives (auteurs)

--Intégration d'autres suites médicales : effets cancérigènes, consultations médicales, automédication, pertes de la qualité de vie, stratégies comportementales *ad hoc* (renoncer à des efforts physiques intenses pendant les heures de midi durant les mois d'été).

--Approfondissement des effets à long terme de la pollution de l'air portant atteinte à la santé : l'analyse en série chronologique conduisant à estimer les effets de court terme (corrélation entre le nombre d'hospitalisations journalières et les fluctuations journalières de la pollution de l'air par exemple) ne peut pas être utilisée pour estimer les effets de long terme sinon cela signifierait qu'ils ne sont que la somme de tous les effets de court terme. Les résultats dans le domaine de la mortalité reposant sur des études longitudinales montrent que les effets de long terme sont sensiblement plus conséquents que la somme des effets de court terme (Idem pour morbidité).

--Considération d'autres polluants génériques (en particulier l'ozone) : le polluant générique par excellence (PM₁₀) ne peut reproduire l'ensemble des atteintes à la santé dues à la pollution. Le taux d'ozone élevé a aussi des impacts sur la santé, sur la mortalité et la morbidité ; il est important

toutefois d'éviter les doubles comptes avec les effets dus aux PM10. Il faut alors chiffrer en particulier la charge d'ozone à court terme à laquelle la population est exposée.

--Ventilation de la pollution de l'air due aux transports entre les différentes catégories de trafic : il est nécessaire d'étendre les stations de mesure des PM10 pour mieux apprécier l'apport du trafic routier à la pollution. Il reste aussi à approfondir les différentes responsabilités au sein du trafic routier.

--Intégration de la méthode de la disposition à payer dans la méthode de calcul. La méthode des coûts des ressources ne considère pas suffisamment les coûts immatériels tels que la diminution de la joie de vivre, les douleurs, etc. Il faut résoudre aussi les problèmes de doubles-comptes si les deux méthodes sont combinées.

--Si des surestimations quantitatives ne peuvent être exclues, en raison des incertitudes statistiques existantes, elles sont largement compensées par les barèmes très prudents dans les données pécuniaires.

Commentaires des lecteurs :

Eléments intéressants ou points positifs :

+ Une estimation, même partielle, des coûts immatériels est menée. Elle se présente comme une évaluation minimale. Il reste essentiel toutefois de mentionner ces effets même si il est encore difficile de les évaluer de façon monétaire.

Problèmes rencontrés ou points négatifs :

- La répartition des responsabilités entre les différents modes de transport (les auteurs soulignent la faiblesse de la ventilation) reste grossière. Aucune étude des carburants est menée, or les types de carburant ne génèrent pas les mêmes polluants. L'âge moyen du parc de véhicules selon les modes peut également être pris en compte, l'entretien, les progrès technologiques des moteurs (plus avancés sur l'automobile que sur les deux roues motorisés par exemple).

THE VALUE OF STATISTICAL LIFE : A COMPARISON OF TWO APPROACHES (Lannoie, Latour, 1995)

TITRE : The value of statistical life : a comparison of two approaches					
AUTEUR(S) : Paul Lannoie, Carmen Pedro, Robert Latour					
AFFILIATION(S) : Ecole des hautes études commerciales, Montréal					
REFERENCE : Journal of risk and uncertainty, 10 : 235-257					
Année de publication : 1995					
Période d'étude : mai à juin 1990					
Pays : Montréal, Canada					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autre	0	2	1

1. Résumé

A partir d'un jeu de données original, cet article présente une volonté de comparer systématiquement les valeurs d'une vie statistique obtenues à partir des deux grandes méthodes d'évaluation : l'approche par les préférences déclarées à travers l'analyse de risques sur les salaires et la méthode d'évaluation contingente. Les deux méthodes sont appliquées au même échantillon d'individus. Une enquête a été menée à Montréal, elle comportait un questionnaire contenant deux séries de questions l'une relevant de l'évaluation contingente l'autre concernant des informations nécessaires pour évaluer une étude du risque sur le salaire. Les résultats montrent que les valeurs de la vie statistique obtenues sont différentes selon les deux méthodes et qu'elles sont relativement plus élevées que celles issues du reste de la littérature.

2. Contexte

Sachant qu'il existe différentes méthodes d'évaluation des coûts externes et des coûts de réduction des risques de décès, les économistes tendent à préférer des méthodes estimant un consentement à payer. Deux méthodes principales permettent d'obtenir un consentement à payer : l'approche des préférences révélées fondée sur un marché (études des marchés de consommateur et études du risque sur les salaires) et l'approche de l'évaluation contingente fondée sur des données obtenues à partir d'un questionnaire. Ces deux méthodes fournissent une large fourchette d'estimations comme c'est le cas pour la valeur de la vie statistique. Afin de comparer deux méthodes, il est nécessaire qu'elles soient appliquées au même objet d'étude et à un même échantillon de données. Une enquête contenant les deux méthodes est alors menée à Montréal. Les interviews sont directes et non par mail et des informations précises sont utilisées pour obtenir des réponses servant à l'évaluation contingente. Les données sont collectées au Canada où ce fut la première analyse contingente menée. Ainsi, la valeur statistique de la vie représente-t-elle ce qu'un groupe entier est prêt à payer pour réduire le risque de décès de chacun de ces membres sur la base d'un petit montant.

3. Méthodes

L'approche des préférences révélées

L'hypothèse de cette méthode est que les individus révèlent leurs préférences par leur comportement sur un marché. Cela consiste à identifier les situations où les individus effectuent un arbitrage entre richesse et un risque physique. La majorité des études sont de type risque-salaire. Elles estiment le supplément de salaire associé à un plus grand risque de décès au travail. Ce supplément est déduit en faisant une régression entre le salaire et le risque de décès. L'analyse par régression est utilisée afin d'estimer aussi les facteurs autres que le risque pouvant influencer sur le salaire. Ce supplément traduit l'arbitrage entre richesse et risque.

L'approche du risque par les salaires repose sur plusieurs hypothèses. Elle suppose tout d'abord que les travailleurs ont une information correcte, fiable sur le risque associé à différents emplois. Si les travailleurs n'ont pas une information correcte cela conduit à mener l'analyse avec un risque perçu, et les travailleurs font alors reposer leur demande de salaire là-dessus. Deuxièmement elle suppose que les travailleurs peuvent changer facilement et librement de travail. Sinon, les travailleurs sont contraints d'accepter un supplément de salaire plus faible que leur choix optimal, et cela peut conduire à un biais plus en aval dans l'estimation de la valeur de la vie statistique.

Les études sur le marché des consommateurs examinent les arbitrages que font les individus entre richesse et risque tous les jours dans leurs décisions de consommation.

L'avantage majeur des approches du risque par le salaire ou sur les marchés de consommation est qu'elles sont basées sur le comportement réel. Il est nécessaire en revanche que les travailleurs et consommateurs aient une information correcte sur le risque associé à certains emplois et activités de consommation, ce qui n'est pas toujours le cas.

L'approche de l'évaluation contingente

La seconde approche est celle de l'évaluation contingente, qui pose une situation de marché hypothétique pour enquêter les individus qui sont interrogés sur leur CAP ou CAA pour une variation donnée de risque. Le principal avantage de cette méthode est qu'elle permet au chercheur d'adapter le questionnaire et l'échantillon pour obtenir précisément l'information dont il a besoin. De plus, cette méthode peut être appliquée à l'ensemble de la population alors que l'approche du risque par le salaire est limitée aux salariés. Le principal inconvénient est que les réponses des individus sont basées sur une situation hypothétique et non réelle. Les réponses dans une situation hypothétique diffèrent de celles d'une situation réelle.

Revue de la littérature d'utilisation de ces méthodes

Ces méthodes donnent de grandes variations dans les valeurs de la vie statistique allant de 0,12 à 19,6 millions de dollars canadiens en 1986. Cette forte variabilité peut être expliquée pour partie par des sources de données différentes. Des biais liés à une information imparfaite sur le risque dans les analyses de préférence révélée peuvent aussi expliquer cette diversité.

4. Le contexte de l'enquête et de l'étude comparative

Les données sont rassemblées au moyen d'un questionnaire contenant les deux jeux de questions nécessaires à l'application des deux méthodes. L'échantillon est limité aux individus ayant un emploi. Les questionnaires sont administrés dans l'aire de Montréal et seulement auprès des entreprises de 100 salariés ou plus, seuil minimum pour pouvoir interroger les personnes sans entraves. 200

personnes ont été interrogées sur la base de 15 interviews pour chacune des 13 firmes sélectionnées. Un chercheur a été envoyé sur place dans chaque entreprise durant toute la période d'enquête. Les questionnaires comprenaient 37 questions et duraient 30 minutes. La période a été de mai à juin 1990. Le taux de réponse a été de 68,7%.

L'échelle des risques allait de 0 pour 10 000 à 8,64 pour 10 000. Les individus ont été interrogés sur la hausse de salaire mensuel brut qu'ils étaient prêts à accepter (CAA) pour travailler volontairement au même poste si le risque d'accident mortel était supérieur d'un cran dans l'échelle des risques associés à chaque emploi type (de la secrétaire ou dynamiteur dans une mine). Parallèlement, ils ont été interrogés sur la diminution de salaire qu'ils étaient prêts à payer (CAP) pour le même travail si le risque diminuait d'un cran sur l'échelle des risques. Pour ceux qui se trouvaient soit au premier cran soit au dernier on leur a demandé d'imaginer de se trouver soit un cran en-dessous soit un cran au dessus et de faire la procédure à partir de leur nouvelle position.

Ce consentement a été comparé avec une autre situation, de réduction du risque d'accident mortel avec un air-bag dans la voiture (CAP pour un risque moindre et CAA pour un risque plus élevé). La fiabilité des données a été testée en comparant les résultats d'applications répétées à diverses occasions. La validité a aussi été testée, elle fait référence à la précision de la mesure par rapport à ce qui était attendu. Les deux tests ont fait l'objet d'une évaluation par l'examen de corrélations entre les réponses à différentes questions. Un principe de validité discriminante est qu'une corrélation entre deux mesures dans une même situation est supérieure à une corrélation entre deux situations. Ainsi, la corrélation entre les mesures de CAP et CAA sur le risque dans l'emploi doivent être plus importantes que la corrélation entre la sécurité dans la voiture et dans l'emploi. Les valeurs de contingence moyennes sur le CAA excèdent les valeurs du CAP. Cela tient à la théorie psychologique d'aversion pour la perte : les individus sont plus averses à une perte qu'attirés par un gain équivalent.

5. Résultats

Le modèle d'analyse du risque par les salaires

Le modèle détermine le salaire (hebdomadaire hors taxes) comme une fonction semi-log du risque de décès, du risque sans gravité importante, du risque avec une forte gravité (plusieurs jours non travaillés) et de deux autres facteurs traduisant les traits caractéristiques du lieu d'emploi (OT) comme l'humidité, le froid, le bruit, etc, et les caractéristiques individuelles (IC) comme l'âge, le nombre d'heures de travail, le fait d'être syndicaliste, l'expérience, le travail manuel, ...

$$\ln WAGE = \alpha_0 + \alpha_1 DEATH + \alpha_2 RISK + \alpha_3 SEVERITY + \sum_{j=4}^x \alpha_j \cdot OT_j + \sum_{i=10}^x \alpha_i \cdot IC_i + \mu_i$$

Le risque est donc mesuré à travers trois variables : le risque de décès pour un travail, le risque pour une blessure non fatale engendrant au moins un jour d'absence, et une blessure plus grave (severity) engendrant plusieurs jours d'arrêt. Ces trois risques ont un impact positif sur le salaire traduisant l'existence de compensations. Les variables professionnelles, travail physique, exposition au froid extrême, humidité, chaleur, bruit ou poussière jouent en général positivement sur le salaire. Les variables socio-économiques courantes, longues heures de travail, expérience, le fait d'être syndiqué jouent aussi positivement sur le salaire. Celui-ci augmente aussi avec l'âge mais à un taux décroissant. Le sexe joue également, les hommes gagnant plus, idem pour les personnes mariées face aux non mariées. Une variable de compensation des travailleurs n'a pas été introduite. Le risque de décès a été défini comme le nombre décès liés au travail, pour 10000 employés dans chaque profession. Les données couvrent la période de janvier 1981 à mai 1985.

Les résultats de l'approche du risque par les salaires

La régression se fait par la méthode des moindres carrés ordinaires. Les résultats pour les variables de risque sont en général pauvres. Le coefficient du risque de décès est généralement positif mais n'est pas très élevé ni significatif. L'explication de cette faible performance peut se trouver dans les différences existant entre les groupes de profession qui ne sont pas apparentes sur l'ensemble de l'échantillon. Il s'est avéré nécessaire de réduire l'échantillon soit aux travailleurs manuels soit aux cols blancs pour avoir une bonne estimation. Par ailleurs le signe des variables de risque est aussi affecté quand on scinde la population entre les individus syndiqués et les autres. Des régressions ont alors été testées sur les travailleurs manuels. Des différences importantes apparaissent entre les groupes, les variables de risque ayant plus d'impact pour les seuls travailleurs manuels et les travailleurs manuels syndiqués. Le risque perçu reste non significatif tout comme le risque réel mais celui-ci a alors un signe négatif. Pour les travailleurs manuels syndiqués, les résultats sont encore meilleurs : le coefficient de risque est positif et significatif tout comme celui de la gravité du risque.

Le risque perçu est meilleur que le risque réel, positif et significatif statistiquement et robuste sur plusieurs spécifications. Les différences de résultats pour le risque perçu tiennent justement aux perceptions différentes du risque entre les travailleurs manuels ou non et syndiqués ou non. Le risque perçu moyen pour les travailleurs non manuels et non syndiqués est relativement bas et très faible parfois et ne varie pas assez pour estimer le coefficient de la variable pour cette catégorie de travailleurs. Les résultats mettent en évidence le rôle des syndicats dans l'assurance d'une compensation salariale pour les accidents fatals. Les syndicats négocient en effet des suppléments de salaire supérieurs pour leurs membres.

Avec le risque perçu, la valeur de la vie statistique va de 17,3 millions à 19,2 millions de dollars canadiens 1986. Ces valeurs sont situées dans la fourchette haute des estimations présentées dans la littérature, surtout au Canada. Les explications apportées sont que les autres études ne font pas appel à l'évaluation contingente. Elles utilisent aussi le risque réel et non le risque perçu. Les présentes estimations portent sur des travailleurs syndiqués. Enfin, l'échantillon compte neuf pompiers avec des risques et des salaires plus élevés.

Les variables de contrôle sont du signe attendu généralement, significatives et robustes. En particulier, les salaires sont plus élevés pour des individus de sexe masculin, plutôt âgés, plus expérimentés et éduqués, mariés, avec un poste de surveillance ou de directeur, travaillant dans l'industrie des transports, avec un poste à exercice physique et exposé à la poussière.

Les résultats de l'approche par l'évaluation contingente

Les valeurs données pour faire face à un risque plus élevé au travail (WTA-Q4A) sont supérieures à celles que les individus sont prêts à payer pour avoir un emploi moins risqué (WTP Q5A, Q5B).

	Echantillon global	Travailleurs manuels	Travailleurs manuels syndiqués
Q1A (WTP car safety)	1 570 200	1 465 941	1 506 611
Q1B (WTA car safety)	2 809 790	2 617 615	2 072 636
Q4A (WTA job safety)	26 190 570	39 221 596	31 471 590
Q5A (WTP job safety)	22 968 113	24 908 499	27 314 486
Q5B (WTP job safety)	24 152 070	-	-

On retrouve le fait que les individus sont moins attirés par une perte que par un gain équivalent. Les mesures en CAP sont considérées comme plus précises et plus stables que celles du CAA. Les facteurs psychologiques affectent moins le CAP que le CAA. Avec le CAP pour un emploi avec moins de risque (Q5A), les valeurs de la vie statistique s'échelonnent entre 22 et 27 millions de dollars canadiens 1986. Cela tient à trois observations extrêmes, sans celles-ci la valeur est de 15 millions.

Cela tient aussi à la difficulté à estimer une valeur quand le différentiel de risque est très faible entre deux types d'emploi, ce qui est le cas pour un certain nombre d'individus enquêtés.

Pas d'explication précise apportée pour rendre compte d'une valeur plus faible pour les accidents de la route face à ceux du travail. Cela peut provenir du fait que les individus ont peu d'information sur les air-bags, et ceux-ci sont perçus comme fortement sécurisants.

Comparaison des deux approches

La comparaison est possible seulement pour les travailleurs manuels : entre les valeurs de la vie de 17,3 à 19,2 millions \$ d'un côté et de 27,3 millions \$ de l'autre (CAP). La comparaison porte sur la position des valeurs du risque par le salaire dans les intervalles de confiance de la valeur CAP. Le résultat est que les valeurs de risque par le salaire ne sont pas statistiquement différentes de la valeur du CAP. Une méthode plus complexe est de comparer la distribution de la différence des deux types de valeur. Ils construisent un certain nombre d'échantillons sur lesquels ils recalculent des valeurs du risque par le salaire. Le résultat de la nouvelle comparaison présente des différences non concentrées autour de zéro traduisant donc des résultats instables. L'examen des 100 plus fortes différences (négatives comme positives) entre les valeurs du questionnaire et celles de la régression permet de détecter une douzaine d'individus particuliers prêts à faire de grands sacrifices pour avoir un emploi moins risqué, gagnant peu d'argent, étant peu éduqués, étant plus dépendants et ayant dans une large proportion un conjoint qui ne travaille pas en dehors du domicile.

Les auteurs suggèrent que la valeur de la vie statistique des personnes rebutées par le risque a toutes les chances d'être plus élevée avec l'approche de l'évaluation contingente qu'avec celle du risque par le salaire. Ils pensent que les personnes refusant le risque sont concentrées dans des emplois où une compensation financière pour le risque est improbable ou difficile à détecter par la régression. Ainsi, une des conclusions, à considérer avec précaution étant donné la petitesse de l'échantillon, est que la méthode du risque par le salaire, qui souvent néglige par construction les personnes refusant le risque, fournit des résultats biaisés par le bas. Cela explique les différences de valeurs selon les méthodes.

Ainsi, les résultats suggèrent que les valeurs de la vie issues des deux méthodes ont plutôt tendance à être similaires pour un même échantillon de personnes quand les personnes refusant le risque ne sont pas incluses, et l'évaluation contingente se présenterait comme plus représentative des préférences de la population dans son ensemble. La représentativité des personnes répondant à un questionnaire d'évaluation contingente doit donc être bien assurée. Cette représentativité doit porter non seulement sur des caractéristiques démographiques mais aussi sur les traits d'aversion au risque. De plus, pour une étude spécifique d'analyse coût-bénéfice concernant des personnes présentant une forte aversion au risque, il est préférable de recourir à l'évaluation contingente.

6. CONCLUSION

Les individus ont des problèmes pour traiter les événements ayant une très faible probabilité de se produire. La différence est plus marquée dans l'échantillon des travailleurs manuels syndiqués en raison du fait que les deux méthodes n'estiment pas exactement le même arbitrage risque-salaire, la valeur de la vie statistique obtenue à partir de personnes présentant une aversion au risque a tendance à être plus élevée avec l'évaluation contingente qu'avec la méthode du risque par le salaire qui présente de plus des résultats moins représentatifs.

7. COMMENTAIRES

Eléments positifs :

+ Cette étude est très intéressante sur les précautions à prendre en termes de comparaison de résultats issus de méthode différente en particulier quant aux caractéristiques de la population étudiée, et à la manière dont sont traitées ces caractéristiques par telle ou telle méthode.

+ Ce travail montre aussi l'impact très significatif que peuvent avoir quelques éléments extrêmes, dans des résultats globaux.

Eléments négatifs :

- Il reste difficile d'évaluer financièrement l'impact des différentiels de risque très faibles, qu'elle que soit la méthode. D'un côté, la régression ne rend pas bien compte des très faibles variations et de l'autre les individus ont du mal à se les représenter et à les quantifier. Dans le second cas, cela tend apparemment plus vers une surestimation surtout quand les personnes présentent une aversion au risque.

Prendre en compte les impacts sur les bâtiments

**COÛTS SOCIAUX DU TRAFIC URBAIN - UNE EVALUATION
MONETAIRE POUR LA VILLE DE NEUCHATEL (Jeanrenaud et al.,
1993)**

Remarque préalable :

L'évaluation des atteintes aux bâtiments se divise en deux approches selon le type de bâtiment considéré. Dans le cas d'édifices historiques, la valeur d'existence du bâtiments peut être affectée par la pollution atmosphérique. Son évaluation nécessite de recourir à l'évaluation contingente. Dans le cas des bâtiments courants, les dommages provoqués par la pollution se limitent essentiellement à la nuisance esthétique.

Deux études menées par la même équipe réalisées sur la ville de Neuchâtel sont donc présentées successivement (Jeanrenaud et al., 1993 ; Grosclaude, Soguel, 1994). Les données des deux procédures d'évaluation ont été traitées en parallèle.

TITRE : Coûts sociaux du trafic urbain - Une évaluation monétaire pour la ville de Neuchâtel					
AUTEUR(S) : C. Jeanrenaud, N Soguel, P. Grosclaude, M.A. Stritt					
AFFILIATION(S) : Ville de Neuchâtel					
REFERENCE : Rapport 42 du PNR « Ville et transport »,					
Année de publication : 1993					
Période d'étude : 1990					
Pays : Suisse, Neuchâtel					
RECHERCHE / AIDE DECISION	Méthode	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	1 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	0 : Santé 0 : Faune/flore 1 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autres	1	1	1

1. Contexte

Cette étude a pour objet l'évaluation monétaire des coûts externes du transport routier en milieu urbain. Le cadre géographique de cette étude est la ville de Neuchâtel. Située au bord du lac du même nom, cette ville compte 31 611 habitants (1990) et supporte un trafic routier de transit important. Chaque jour environ 30000 véhicules traversent le centre-ville sur l'axe est-ouest par le biais de deux itinéraires : l'avenue du Premier-Mars et les quais du bord du lac. L'année d'étude est 1990. Cinq nuisances du trafic routier ont été évaluées : les nuisances sonores, les conséquences des accidents, les dégâts aux bâtiments courants, la rupture de l'espace urbain et les atteintes aux édifices historiques⁵.

⁵ Dans le cadre de notre étude, nous ne nous intéressons qu'aux impacts de la pollution de l'air, soit les dégâts aux bâtiments courants et les atteintes aux édifices historiques.

Il existe en Suisse un modèle spécifique d'analyse des coûts externes du transport (communauté de travail IRER/INFRAS, 1988). Il regroupe les effets négatifs et positifs des transports : santé humaine, patrimoine naturel, ressources naturelles, patrimoine culturel, consommation du sol, dommages matériels, climat, sécurité nationale, structures spatiales et structures sociales. Dans l'étude sur Neuchâtel, seuls sont retenus les domaines dans lesquels on dispose d'une méthode d'évaluation fiable. Les évaluations effectuées sont faites sous la condition qu'elles servent de fondement à des actions en matière de politique des transports. Il est donc nécessaire que le problème soit prioritaire pour la population et les acteurs politiques.

L'optique de ce travail est celui d'une comptabilité sociale des transports. L'objectif est de déterminer le coût social global des transports routiers et par catégorie de véhicules. Les coûts que s'infligent les automobilistes entre eux, comme le congestion, sont considérés comme des coûts internes et ne sont pas comptabilisés.

Au sujet des bâtiments, la ville de Neuchâtel comptait 3883 bâtiments en 1990 toutes catégories confondues. Parmi ceux-ci, 102 présentaient un intérêt historique ou culturel. On relevait aussi 39% des bâtiments comme exposés à plus de 60 dB (A) donc subissant des atteintes en termes de dégradation des façades. 98 bâtiments courants ont été retenus pour besoin de restauration des façades hors autre motif que celui des atteintes par la pollution. 61,2% des restaurations se situent dans la zone exposée alors que cette zone ne compte que 39% du total du parc immobilier.

2. Principes et Méthodes

L'évaluation des atteintes aux bâtiments courants

Deux origines d'atteintes aux bâtiments sont distinguées : les atteintes d'origine naturelle liées à l'exposition au soleil, au gel-dégel ou à la pluie et au vent et les atteintes d'origine artificielle résultant des transports, de l'industrie et du chauffage. L'action de la pollution de l'air est de raccourcir le cycle normal de restauration des façades, la pollution de l'air accélère ainsi le vieillissement des façades (Charles River Associates Inc, 1983). Les dommages sont divers : corrosion des métaux, effritement des pierres, salissure issue du dépôt de résidus d'échappement et de poussières provenant du revêtement des routes, des pneus et des freins, fissures causées par les vibrations de la circulation routière et des travaux sur les infrastructures. L'importance des dégâts est considérée comme fonction principalement du volume et de la composition du trafic, de la vitesse d'écoulement et de la ventilation des rues. La distribution des dégâts est fonction de la distance séparant les façades du centre de la route.

Une imputation à différentes catégories de véhicules a été réalisée. La méthode repose sur la prise en compte des prestations kilométriques, des émissions de suie, de la durée de vie et du poids moyen des pneus.

Le choix de la méthode d'évaluation est conditionnée par la volonté de déterminer la part des dommages due au trafic, et non le coût des dégâts globaux causés aux bâtiments par la pollution de l'air en général (Mathtech Inc., 1986).

L'IRER (Institut de recherches Economiques et Régionales, Neuchâtel) a donc conçu une méthodologie appropriée pour l'évaluation des dégâts causés par la pollution de la circulation routière. Il s'agit de la méthode de la fréquence différentielle de restauration qui consiste à prendre en compte les dépenses de restauration consenties par les propriétaires dans différentes zones d'exposition. Cette méthode repose sur l'hypothèse d'une parfaite substituabilité entre la consommation de biens supprimant les effets néfastes de la pollution et la qualité de l'environnement. Les dépenses de restauration constituent donc une mesure indirecte du coût lié à une détérioration de l'environnement. On cherche à isoler les coûts des dégâts relevant de la pollution de l'air du trafic routier. La méthode

repose sur une comparaison des fréquences de restauration de deux catégories de bâtiments : ceux situés à proximité immédiate des axes routiers et donc très exposés à la pollution et surtout aux salissures, et ceux plus éloignés des axes routiers et considérés comme non exposés à la pollution. Les bâtiments considérés comme exposés sont ceux soumis à des niveaux de bruit diurnes supérieurs à 60 dB(A). Ce choix de méthode repose sur le fait que les immissions sonores et les atteintes aux façades sont fonctions des mêmes variables (volume et composition du trafic, vitesse d'écoulement, éloignement des bâtiments par rapport aux axes de circulation). L'hypothèse de base de cette évaluation est que les dégâts aux bâtiments n'ont des conséquences que sur la fréquence de restauration et non sur le coût unitaire de la restauration, autrement dit le coût de restauration d'une unité de façade (m²) ne dépend pas de la localisation des bâtiments.

Concernant les indicateurs source, il est fait l'hypothèse que les dégâts sont dus pour moitié aux gaz d'échappement et pour moitié aux poussières. Dans le premier cas, la clé de répartition retenue est celle des émissions de suie des différentes catégories de véhicules. La clé de répartition dans le second cas dépend des kilomètres effectués dans la ville de Neuchâtel et est fondée sur la durée de vie et le poids moyen d'un pneu type de chaque catégorie de véhicules.

L'évaluation des atteintes aux édifices publics

Des difficultés particulières par rapport aux bâtiments courants se posent en particulier les atteintes à la valeur d'existence des bâtiments. Ces impacts difficiles à quantifier nécessitent le recours à la méthode d'évaluation contingente. La recherche a alors consisté à mesurer la valeur réelle attribuée par la population à la sauvegarde du patrimoine historique. Les bâtiments concernés sont des édifices recensés par le service de conservation des monuments et des bâtiments exposés aux nuisances routières (bruit diurne supérieur à 60 db(A)).

L'enquête menée début 1992 pendant 20 jours avec 8 enquêteurs auprès de 200 personnes. La ville a été découpée en quartier, et chacun a été enquêté proportionnellement à la population. Dans chaque quartier une répartition équilibrée entre sexes, classes d'âge et catégories socioprofessionnelles a été respectée. 22 personnes (sur 200 enquêtées) ne subissent aucun désagrément particulier lié aux atteintes portées aux édifices historiques. Ces cas ont été éliminés pour l'analyse de régression menée par la suite.

Seize bâtiments ont été sélectionnés en fonction de critères précis comme l'exposition directe aux émissions de particules du trafic routier. La démarche repose sur la présentation de photographies aux personnes interrogées auxquelles on demande de séparer les édifices dont l'état actuel leur apparaît encore acceptable et ceux pour lesquels ils souhaitent qu'un entretien ait lieu prochainement. On propose alors à l'enquêté de faire l'hypothèse qu'un fond commun est créé et que tous les habitants de la ville sont sollicités pour l'alimenter. L'enquêté doit alors déterminer le montant mensuel qu'il serait prêt à verser en fonction de l'intérêt esthétique et historique qu'il porte aux édifices. Le processus d'enchère débute avec une enchère de départ de deux francs par bâtiment retenu et des pas d'un franc. Les résultats du processus d'enchère aboutissent au fait que sur les 16 édifices, 6 nécessitent un entretien rapide. Sur les 200 personnes interrogées, 114 ont émis une enchère supérieure à 0 et 86 une enchère nulle (soit les atteintes ne sont pas considérées comme un problème soit les personnes ne se sentent pas concernées). La fonction de régression a alors été estimée sur 178 personnes réceptives dont 130 volontaires et 48 clandestins (n'émettent pas de DAP car adoptent un comportement stratégique).

La variable dépendante est la disposition à payer pour bénéficier des avantages liés à la restauration des édifices (dernière enchère acceptée par les enquêtés). Les variables explicatives indépendantes sont :

- l'âge de la personne (personnes âgées plus résignées et moins sensibles à ce type de problème, cela influence négativement la disposition à payer).
- être ou non un passager clandestin (signe attendu est négatif)

- le nombre d'édifices à restaurer rapidement pour l'enquêté (signe attendu est positif),
- différence entre le revenu net et le loyer mensuel du logement de l'enquêté (signe attendu est positif),
- le sexe : variable muette (valeur 1 si homme, 0 si femme).

Le coefficient de corrélation R^2 corrigé obtenu est de 0,83. Les variables sont significatives à 99% à l'exception des variables sexe et nombre d'édifices à restaurer rapidement.

3. Résultats

Résultats pour les bâtiments courants

La fréquence de restauration des bâtiments courants à proximité immédiate des axes routiers est plus élevée que celle des bâtiments non exposés. Le nombre de restaurations excédentaires, c'est-à-dire due à une exposition à la pollution, et le coût unitaire de restauration (obtenu à partir d'un questionnaire auprès des propriétaires de bâtiments rénovés en 1989 et 1990, 33 restaurations dans la zone exposée et 19 dans la zone non exposée) permettent de calculer le coût externe occasionné par le trafic routier. Ce coût est déterminé par le produit entre le nombre de restauration excédentaires (17,87), la surface moyenne restaurée par bâtiments (635 m²) et le coût moyen par m² (235 francs suisses). Le coût externe s'élève alors à 2,667 millions de francs suisses.

Par catégorie de véhicules, les dommages les plus importants sont imputables aux camions (50,2% du total) puis aux voitures de tourisme (30,2%) et les dommages les moins importants aux autocars (2,0%), trolleybus (2,1%) et cyclomoteurs (2,1%). La répartition par nature de trafic conduit à une responsabilité plus importante des transports de marchandises (56,2%) que des transports de personnes (43,8%) et la part des transports publics de voyageurs ne représente que 11,6% du coût occasionné par le transport privé.

Résultats globaux

Coût externe annuel par domaine et catégorie de véhicules (en milliers de francs suisses)

	Dégâts aux bâtiments courants	Atteintes aux édifices historiques	Total impacts sur les bâtiments	% du total
<i>Transports de personnes</i>	1168	655	1823	43,8
<i>Transport privé</i>	1047	588	1635	39,3
<i>Cyclomoteurs</i>	55	31	86	2,1
<i>Motocyclettes</i>	133	75	208	5,0
<i>Voitures de tourisme</i>	806	452	1258	30,2
<i>Autocars</i>	53	30	83	2,0
<i>Transport public</i>	121	67	188	4,5
<i>Autobus</i>	65	36	101	2,4
<i>Trolleybus</i>	56	31	87	2,1
<i>Transport de marchandises</i>	1499	842	2341	56,2
<i>Voitures de livraison</i>	160	90	250	6,0
<i>Camions</i>	1339	752	2091	50,2
Total	2667	1497	4164	100%

Pour être intégrés dans la politique des transports, ces coûts ont été enrichis par les kilomètres parcourus pour chaque catégorie de véhicules. En tenant compte des kilomètres, les véhicules poids lourds génèrent le coût le plus élevé.

Coût externe par kilomètre (en centimes suisses)

	<i>Dégâts aux bâtiments courants</i>	<i>Atteintes aux édifices historiques</i>	<i>Total impacts sur les bâtiments</i>
<i>Transports de personnes</i>	0,8	0,5	1,3
<i>Transport privé</i>	0,8	0,4	1,2
<i>Cyclomoteurs</i>	0,7	0,4	1,1
<i>Motocyclettes</i>	3,7	2,1	5,7
<i>Voitures de tourisme</i>	0,6	0,4	1,0
<i>Autocars</i>	17,1	9,6	26,7
<i>Transport public</i>	8,1	4,5	12,6
<i>Autobus</i>	16,4	9,0	25,4
<i>Trolleybus</i>	5,1	2,8	7,9
<i>Transport de marchandises</i>	8,5	4,8	13,3
<i>Voitures de livraison</i>	1,9	1,1	3
<i>Camions</i>	14,5	8,1	22,6
Total	1,7	0,9	2,6

Si l'on tient compte du nombre de passagers (taux d'occupation des VP : 1,9) alors les transports collectifs (surtout les trolleybus) sont les moins onéreux. Les deux roues, en particulier les motocyclettes, sont les plus onéreux.

Coût externe par personne-kilomètre (en centimes suisses)

	<i>Dégâts aux bâtiments courants</i>	<i>Atteintes aux édifices historiques</i>
<i>Transports de personnes</i>	0,38	0,21
<i>Transport privé</i>	0,39	0,22
<i>Cyclomoteurs</i>	0,58	0,33
<i>Motocyclettes</i>	3,22	1,81
<i>Voitures de tourisme</i>	0,33	0,18
<i>Autocars</i>	0,49	0,27
<i>Transport public</i>	0,29	0,16
<i>Autobus</i>	0,65	0,36
<i>Trolleybus</i>	0,17	0,10

4. Conclusion

Sur la base de l'ensemble des effets externes négatifs, et pas seulement ceux portés aux édifices, et sans considérer les effets sur la santé et sur l'environnement naturel, le coût externe total du trafic routier dans la ville de Neuchâtel est estimé à 15 millions de francs suisses pour l'année 1990. Cela représente en moyenne par habitant la somme de 485 francs suisses. Sur ce coût, le transport de personnes (82% pour les seules voitures de tourisme) compte trois fois plus que le transport de marchandises (surtout les camions par rapport aux véhicules de livraison urbaine).

Les résultats de cette étude ne peuvent pas tous être généralisés. Des domaines de coûts sont propres à toutes les agglomérations (dégâts aux bâtiments courants) et d'autres sont spécifiques à la ville de Neuchâtel (atteintes aux édifices historiques), en raison essentielle de la méthode utilisée (évaluation contingente dans le second cas).

5. Commentaires

Éléments intéressants ou points positifs :

+ les auteurs soulignent que les valeurs estimées sont des valeurs plancher et non des valeurs moyennes. Cela tient au fait d'une part que les bâtiments en zones non exposées sont supposés exempts d'atteintes dues au trafic et d'autre part que les montants estimés ne représentent pas l'ensemble du coût total des dégâts. En effet sur ce dernier point, il faut souligner que les coûts de nettoyage des vitres ne sont pas considérés et que les atteintes ne doivent pas se résumer aux seules pertes financières. Il faudrait englober la perte d'aménité due au dommage esthétique causé à la population en général.

+ le travail repose sur des données locales (bâtiments, questionnaire à la population, ...).

+ intéressant de distinguer les deux types de bâtiments car ils ne répondent pas à la même fonction sociale.

Problèmes rencontrés ou points négatifs :

- difficulté à comparer des évaluations issues de deux méthodes d'évaluation très différentes : l'une portant sur des dommages et l'autre sur les consentements à payer.

6. Références

Charles River Associates Inc (1983), *Benefits of Preserving Cultural Materials from Damages Associated with Acidic Deposition*, Final Report prepared for the EPA, Boston.

IRER/INFRAS (1988), *Système d'indicateurs des coûts et avantages sociaux des transports en Suisse*, Publication EMT 1/88, Berne.

Mattech Inc.(1986), *A Damage Function Assessment of Building Materials : The Impact of Acid Deposition*, Final Report prepared for the EPA, Princeton.

**VALUING DAMAGE TO HISTORIC BUILDINGS USING A
CONTINGENT MARKET: A CASE STUDY OF ROAD TRAFFIC
EXTERNALITIES (Grosclaude, Soguel, 1994)**

N° IDENTIFIANT :		1			
TITRE : Valuing damage to historic buildings using a contingent market: a case study of road traffic externalities					
AUTEUR(S) : Pascal Grosclaude*, Nils C. Soguel ⁺					
AFFILIATION(S) : *IRER, Université de Neuchâtel ⁺ IDHEAP, Chavannes-Lausanne					
REFERENCE : Journal of Environmental Planning and Management, Vol. 37 n° 3, 279-287					
Année de publication : 1994					
Période d'étude : 1992					
Pays : SUISSE					
RECHERCHE / AIDE DECISION	<u>Méthode</u>	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	0 : Santé 0 : Faune/flore 1 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autres	1	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

Cette étude se situe dans la problématique de la réduction des dommages environnementaux dus aux infrastructures de transport. Pour ce faire, les usagers pourraient payer les coûts qu'ils occasionnent à la communauté, en plus des coûts habituels. La valorisation de ces coûts externes demeure cependant délicate. Les auteurs tentent donc d'évaluer à titre d'exemple, les impacts de la pollution de l'air due au trafic routier sur des bâtiments historiques. Pour réaliser cette évaluation, ils emploient la méthode d'évaluation contingente

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

La population interrogée est composée de 200 habitants de la ville de Neuchâtel sélectionnés à partir de quatre critères :

- Lieu de résidence : l'un des huit districts de la ville
- Sexe
- Age
- Catégorie sociale

Les entretiens ont eu lieu en face-à-face et conduits en 20 jours.

2.2. La présentation du marché contingent

Le bien proposé est constitué de 16 bâtiments historiques retenus à partir de trois critères :

- Le caractère historique du bâtiment : les bâtiments retenus sont inscrits à un registre du Conservatoire des Monuments et Sites Historiques ;
- Le type de matériau de construction utilisé : les bâtiments retenus sont construits avec de la pierre jaune de Hauterive ;
- L'exposition à la nuisance du trafic : les bâtiments retenus sont exposés à des niveaux sonores de jour supérieurs à 65 dB (A). Ce critère a pour objet de sélectionner des bâtiments sur lesquels on pense que la pollution de l'air due au trafic joue plus de rôle que toute autre pollution, par exemple d'origine industrielle. En effet, ce seuil traduit une forte présence du trafic automobile et donc une pollution potentielle élevée.

Le marché contingent est proposé en deux temps :

- Tout d'abord, des cartes de 15×21 cm pour chaque bâtiment sont présentées aux répondants. Sur ces cartes, deux photographies des bâtiments (de dimension 13×9 cm) prises depuis la route sont montrées. De plus, un plan de la ville est employé pour situer les bâtiments. A partir de ces informations, les répondants ont eu à indiquer quel(s) bâtiment(s) ils souhaiteraient voir entretenus ;
- Ensuite, dans un deuxième temps, une question de révélation a été posée.

2.3. La question de révélation

La question de révélation est présentée sous la forme d'une question ouverte. Le véhicule de paiement est la participation volontaire et annuelle à un fonds. Les auteurs ont demandé aux répondants quelle somme mensuelle ils seraient prêts à payer pour financer un travail d'entretien des bâtiments qu'ils ont choisis: "*how much are you willing to contribute to this fund, every month and within the limits of your household's budget ?*"(p 281).

Si les répondants ne parviennent pas à donner un montant, un jeu d'enchères est proposé avec une enchère de départ de 2 francs suisse par bâtiment sélectionné, et un pas de 1 franc.

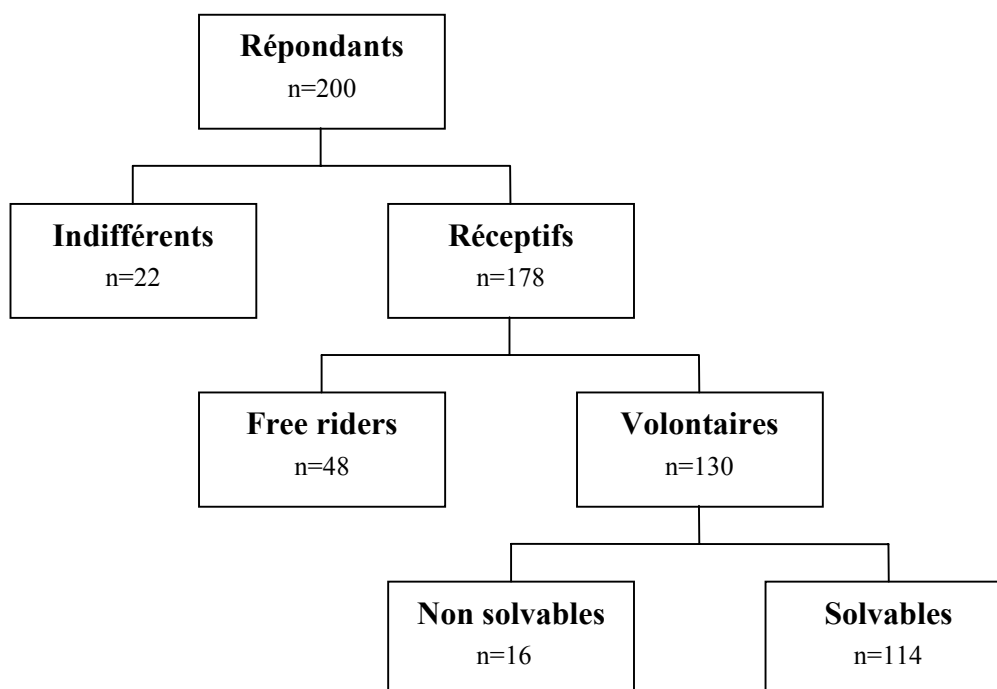
Pour les répondants qui ont donné une somme de 0 franc, une question ouverte de debriefing a été posée afin de connaître les raisons de ce refus de payer.

Enfin, dans le cas d'une offre positive, les auteurs ont laissé entrevoir la possibilité que l'offre n'était pas suffisante. Aussi, l'enquêteur a augmenté la somme proposée d'un franc jusqu'à ce que le répondant souhaite arrêter.

3. Les résultats

L'une des premières tâches menées pour l'analyse des résultats a été de différencier les types de population parmi l'échantillon en employant la question de debriefing. Ainsi, quatre types de répondants ont été identifiés (Cf. figure 1) :

- Les indifférents pour qui il n'y a pas de problème et qui déclarent donc un consentement à payer nul ;
- Les réceptifs, c'est-à-dire ceux qui s'intéressent au problème, et qui comprennent :
 - Les "passagers clandestins" (*free riders*) qui déclarent un consentement à payer nul mais qui en fait ont un consentement à payer positif
 - Les volontaires qui comprennent à leur tour :
 - ⇒ Les non solvables qui ne peuvent pas participer financièrement et ont donc un consentement à payer nul
 - ⇒ Les solvables qui déclarent un consentement à payer positif.

Figure 1 : Typologie des différents répondants

L'analyse économétrique choisie pour traiter les données doit permettre de reconstituer les valeurs manquantes, c'est-à-dire le consentement à payer des passagers clandestins. Pour cela une modélisation de Box Cox des 178 réceptifs est employée. La variable à expliquer est le montant de consentement à payer. Les variables explicatives sont :

- Le fait d'être ou non un passager clandestin (indicatrice prenant 1 lorsque le répondant est considéré comme un passager clandestin, 0 sinon)
- Le nombre de bâtiments sélectionnés
- Le sexe
- L'âge du répondant
- Le revenu net mensuel du ménage

Un test de Goldfeld-Quandt montre la présence d'hétéroscédasticité. Une fois ce biais corrigé, les résultats donnent un coefficient de détermination corrigé de 0,84. La relation entre la variable à expliquer et :

- L'âge est négative : plus on est âgé, moins on souhaite payer,
- Le revenu est positive : plus on a un revenu élevé, plus la somme que l'on souhaite payer est élevée,
- Le sexe est positive : le fait d'être un homme accroît le montant que l'on souhaite payer,
- Le nombre de bâtiments est positive : plus le nombre de bâtiments dont on désire une maintenance est important, plus on est prêt à payer,
- Le fait d'être passager clandestin est négative : les personnes qui adoptent un comportement stratégique sont prêt à payer moins que les autres.

Ce modèle permet alors de calculer les consentements à payer moyens pour chaque classe de répondants, y compris ceux qui ont adopté une attitude stratégique.

Le consentement à payer mensuel moyen retenu pour les calculs du coût annuel des dommages causés par la pollution de l'air due au trafic routier est d'environ 6,4 Euros soit 76,8 Euros par ménage et par an. Le coût annuel pour la population de Neuchâtel est de 1,1 millions d'euros. Sachant qu'en

moyenne, les personnes interrogées ont déclaré que six bâtiments nécessitaient une maintenance, le coût annuel par bâtiment est de 0,18 million d'euros.

4. Commentaires

En ce qui concerne cette étude, plusieurs aspects positifs sont à souligner :

- + Le fait de traiter un aspect négligé dans les évaluations économiques de la pollution de l'air à savoir "l'esthétisme" urbain à travers l'impact de la pollution aérienne sur les bâtiments historiques. Ce scénario proposé aux répondants peut paraître tout à fait réaliste ;
- + L'emploi de supports photographiques permet de rendre plus réaliste le scénario en permettant au répondant de s'appuyer sur du "matériel" ;
- + La distinction faite entre les "faux" et les "vrais" zéros ainsi que la reconstruction des faux zéros à partir du modèle Box Cox évite de sous estimer le consentement à payer en supposant que l'ensemble des zéros signifie une absence de variation d'utilité. De plus, l'emploi d'une telle modélisation permet de prendre en compte le biais hypothétique ;
- + Le résultat final donné par bâtiment permet de transférer les bénéfices relativement facilement pour le même type de bâtiment ;
- + Enfin, ce type d'évaluation semble facilement reproductible dans un cas français en terme de choix de population, de type de bâtiment retenu (historique) ou encore de traitement économétrique qui reste simple.

Toutefois, certains points qui peuvent poser des problèmes quant à l'évaluation du consentement à payer sont à souligner :

- L'emploi d'une question ouverte pour la question de révélation ne semble pas forcément être le meilleur choix surtout par rapport à un marché aussi peu familier (le nettoyage de bâtiment). Il est probable que dans un contexte français, les personnes interrogées étant peu accoutumées à participer aux choix publics, auraient du mal à donner un montant. On peut s'interroger sur la valeur qui aurait été trouvée avec une question de révélation de type fermée ou carte de paiement. Cette limite est d'ailleurs reconnue par les auteurs. De plus, l'utilisation d'enchères pose le problème d'un biais d'ancrage sur les valeurs qui sont proposées ;
- Si le résultat donné sous la forme d'un consentement à payer par bâtiment permet un transfert facile, en revanche la nature particulière des bâtiments retenue pose un problème quant à l'application des résultats pour d'autres types de bâtiments. Il serait intéressant de tester cette approche sur des bâtiments d'un autre type. Cependant, il est possible de faire l'hypothèse que les personnes interrogées sont prêtes à payer pour sauvegarder des bâtiments historiques et que l'exercice de révélation sera plus difficile avec des bâtiments moins typiques.

**THE BENEFITS OF REDUCED DAMAGE TO BUILDINGS FROM
ABATEMENT OF SULPHUR DIOXYDE EMISSIONS (Apsimon et al.,
1996)**

TITRE :					
(1) The benefits of reduced damage to buildings from abatement of sulphur dioxide emissions					
(2) Model for calculations of corrosion cost caused by air pollution and its application in three cities					
AUTEUR(S) :					
(1) H M Apsimon, D Cowell					
(2) Kucera V ¹ ., Henricksen J ² ., Knotkova D ³ ., Sjöström ⁴					
AFFILIATION(S) :					
(1) Air pollution group, Imperial College, London, UK					
(2) ¹ Swedish Corrosion Institute, Sweden ; ² Norwegian Inst. for Air Research, Norway ; ³ Nat. Inst. for Protection of Materials, Czech Republic ; ⁴ Inst. for Building Research, Sweden					
REFERENCE :					
(1) Energy policy, vol 24, n°7, 651-654					
(2) Paper to the 10 th European Corrosion Congress, july 5-8, Barcelona					
Année de publication : (1) 1996 – (2) 1993					
Période d'étude : 1990					
Pays : Suède (Stockholm), Norvège (Sarpsborg) et République tchèque (Prague)					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : autre :	0 : Santé 0 : Faune/flore 1 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : autre	0	2	1

1. Résumé

Le protocole d'Oslo en 1994 sur la réduction des émissions de SO₂ a été développé dans un contexte de pollution de l'air transfrontalière et de ses effets d'acidification des écosystèmes naturels. Cependant, il existe des bénéfices additionnels à un niveau planétaire à une réduction de ces émissions. qui sont concentrées près de la source dans le pays d'origine. Ce papier discute des dommages aux bâtiments et aux matériaux qui peuvent être évités grâce au protocole d'Oslo, et donne une évaluation approximative de la valeur économique de cette préservation. Les coûts calculés montrent qu'une politique globale de réduction des niveaux de SO₂ entraîne des économies locales substantielles.

2. Contexte

En parallèle du programme européen de définition de seuils critiques pour les écosystèmes naturels, des études ont été menées pour évaluer l'effet des substances acidifiantes et oxydantes sur les matériaux et bâtiments proches d'une source d'émission. Ce travail concerne le dioxyde de soufre mais il devrait être étendu aux oxydes d'azote, à l'ammonium, à l'ozone, et aux particules.

Au cours du développement du second protocole sur le soufre d'Oslo en 1994, la principale amélioration avait porté sur la réduction de l'acidification due aux dépôts de soufre sur les systèmes sensibles. Le transport transfrontalier de soufre avait été considéré alors comme un facteur jouant un rôle très clair dans l'excès de dépôts de soufre sur les écosystèmes. Il a aussi été reconnu que les dommages aux matériaux devraient être significativement réduits par un abattement des émissions de dioxyde de soufre.

Ce papier traite de ce problème en mettant en avant des recherches portant sur l'importance des dommages causés aux matériaux. Il décrit comment une estimation approximative de l'économie monétaire due à une réduction des dommages aux bâtiments peut être réalisée.

Études sur les dommages causés aux matériaux par les polluants atmosphériques

On recense des études extensives menées sur des échantillons de matériaux soit en laboratoire soit à une exposition extérieure. Un programme international d'exposition d'échantillons des matériaux standards dans différents pays a été développé (UN ECE report, CLRTAP, 1992).

De telles études peuvent être utilisées pour déterminer des relations dose-réponse qui confrontent les taux de corrosion et les concentrations de dioxyde de soufre. Il y a toutefois de larges variations et dispersions. Ceci est due d'une part à la dépendance de l'exposition aux vents et aux climats et d'autre part à des facteurs comme le temps d'humidité de la surface du matériau. Ainsi des matériaux identiques exposés à différents endroits d'un bâtiment peuvent-ils connaître des niveaux de dommages très différents. Ceci constitue la première limite à une estimation globale des dommages causés à des bâtiments dans leur ensemble. La seconde limite relative aux données expérimentales tient à la série de matériaux qui a été étudiée. La tendance a été de se concentrer sur les matériaux sensibles pour lesquels les dommages étaient repérés plus rapidement. S'il est en effet important de connaître les réactions sur une large gamme de matériaux, il est tout aussi primordial d'estimer les réactions des surfaces peintes ce qui se révèle problématique en raison de la grande variété des peintures existantes et de la qualité de l'application.

Les matériaux et bâtiments ont été répartis en 5 groupes : logement pour une seule famille, pour familles multiples, local hors logement, industriel, agricole. Puis une classification par année de construction a été faite. L'inventaire physique de tous les matériaux externes a été fait à partir de 455 bâtiments à Stockholm (Suède), 191 à Sarpsborg (Norvège) et 60 à Prague (République Tchèque).

Par exemple, la fonction dose-réponse pour l'acier galvanisé non peint est :

$$V_{corr} = 0,29 + 0,039 * SO_2$$

Avec : V_{corr} = taux de corrosion du zinc, $\mu\text{m}/\text{an}$.
 SO_2 = concentration de SO_2 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Les durées de vie des différents grands types de matériaux sont distinguées par niveaux de pollution au SO_2 ainsi que par leur coût de maintenance ou de remplacement.

Les villes ont été divisées en différents secteurs classés selon 4 niveaux de concentration en dioxyde de soufre (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$; P_0 : <20 ; P_1 : 20-60 ; P_2 : 60-90 ; P_3 : >90), permettant d'établir une relation entre la concentration de dioxyde de soufre et les dépenses de maintenance annuelles. Le dioxyde d'azote (NO_2) a également été étudié. Provenant essentiellement du trafic lourd, il participe à la salissure des façades et à la dégradation des enduits. Il n'a pas été possible toutefois d'établir de corrélation significative entre le NO_2 et la corrosion des matériaux des bâtiments.

Durées de vie et de coûts de maintenance (SEK/m²) – extraits de Kucera et al, 1993

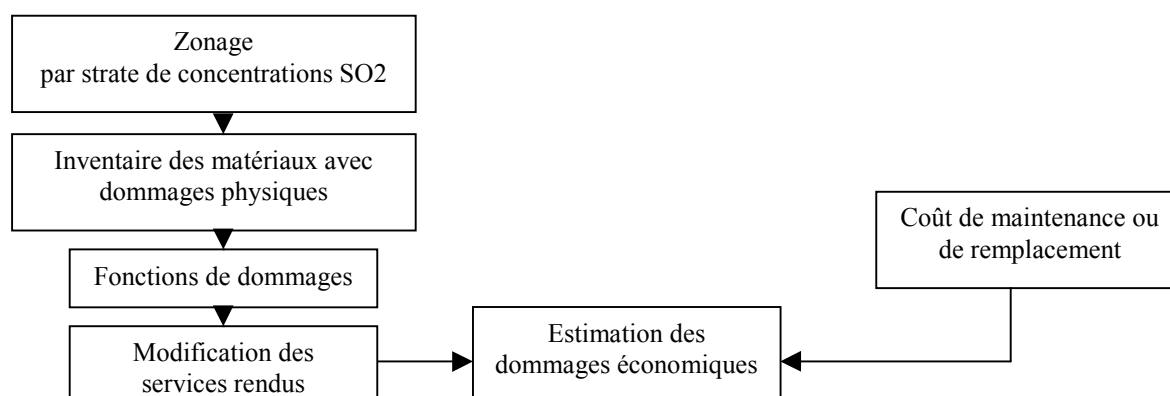
Niveau de SO ₂	Durée de vie en années				Coût, SEK*/m ²	
	P0	P1	P2	P3	Maintenance	Remplacement
Acier galvanisé fil de 30µm	45	15	10	7		80
bitume	20	16	14	12		290
Couches de bois peint	10	8	6	5	130	
Couches d'acier peint	9	6	5	3	140	

* SEK : Swedish Crowns – 1 SEK = 0,1126 Euros au 29 décembre 2000

Les coûts de maintenance et de remplacement pour les trois villes sont fondés, pour des raisons de comparaison, sur la liste suédoise des prix de la construction en 1991.

3. Méthode et résultats

L'évaluation des coûts des dommages aux matériaux a été réalisée dans trois villes : Stockholm, Prague et Sarpsborg (Tolstoy et al, 1990 ; Kucera et al., 1993). Les fonctions de dommage ont été obtenues par l'évaluation et l'étude des travaux portant sur des échantillons. Les dommages occasionnés à des matériaux composant des bâtiments existants ont ensuite été calculés. Les trois villes étudiées diffèrent assez fortement par les matériaux typiques de construction, avec davantage de bois et de surfaces peintes dans les villes nordiques par rapport à Prague.

Démarche d'évaluation du projet nordique (Kucera et al., 1993) :

Les coûts économiques ont été estimés en calculant la perte de service offert par ces matériaux avant leur attaque ainsi que le coût résultant des dépenses supplémentaires de maintenance.

Un modèle de calcul des coûts des dommages de corrosion dus à la pollution de l'air a été développé. Les coûts sont capitalisés dans le but de déterminer la protection contre la corrosion optimale. Le modèle utilisé est de type :

$$Ka = K * S \left[\frac{1}{L_p} - \frac{1}{L_c} \right]$$

Ka= coût additionnel de maintenance/remplacement (SEK/an),

K= coût de réparation/maintenance (SEK/m²)

S= surface du matériau (m²)

L_p= intervalle de maintenance dans les zones polluées (années)

L_c= intervalle de maintenance dans les zones non polluées (années)

Avec ce modèle, la réduction des dommages économiques est calculée pour deux scénarios de niveaux décroissants de SO₂ :

I = décroissance des niveaux de pollution d'un cran : de P₃ à P₂, ..., P₁ à P₀

II = décroissance de tous les niveaux de pollution au niveau P₀.

Le coût estimé dans le scénario II est très élevé, particulièrement à Prague, où l'atmosphère est très polluée. Les coûts de corrosion par habitant ont été estimés dans les trois villes. Le coût le plus élevé (761 SEK / habitant * an) a été obtenu à Prague ; bien que le montant des matériaux par habitant soit plus faible qu'à Stockholm et surtout qu'à Sarpsborg.

Réduction des coûts dans les trois villes pour les deux scénarios

	Population	Montant total du matériau, en m ² /habitant	Réduction des coûts, en SEK :habitants et /an	
			Scénario I	Scénario II
Prague	1 500 000	83	415	761
Sarpsborg	12 000	165	304	360
Stockholm	1 435 000	132	118	139

Il faut avoir à l'esprit que le coût réel est supérieur. En effet, tous les matériaux n'ont pas été pris en compte et les dommages aux édifices historiques ont été exclus.

Pour étendre cette approche à d'autres villes d'Europe, il est nécessaire de connaître le stock de matériaux à risque, et d'avoir des données appropriées sur les concentrations de SO₂.

Toutefois, des estimations peuvent être faites à partir de la relation entre les coûts des dommages par habitant et les concentrations ambiantes de SO₂ qui ont été établies à partir des études dans les trois villes. Des données similaires étaient nécessaires pour évaluer les effets sur la santé et ont été recueillies auprès de l'OMS. La population totale incluse était de 657,6 millions d'habitants dont 284,5 millions en zone urbaine.

Les estimations du stock à risque par habitant ont été basées sur des données de l'étude faite à Stockholm ajustées aux autres villes sur la base de statistiques résidentielles par tête. La composition relative des matériaux pour les villes de l'Ouest est fondée sur Stockholm et pour les villes de l'Est sur Prague. Cependant, malgré les différences entre ces deux villes, les coûts des dommages ne diffèrent pas vraiment. Les données sur le SO₂ ont été fournies, pour le milieu rural, par EMEP (programme coopératif d'enregistrement et d'évaluation de la transmission à grande échelle des polluants de l'air en Europe) et pour le milieu urbain par l'OMS. Elles ont été recueillies à l'aide de stations de contrôle dans les grandes villes. Comme les émissions de SO₂ sont dues principalement à des sources locales de pollution, l'hypothèse a été faite que ces concentrations s'ajustent sur la proportion des émissions de polluants du pays considéré.

Les données de population ont été réparties par bande de concentrations de SO₂ pour l'année 1990 et après la mise en conformité avec le nouveau protocole sur le soufre. En partant de la relation entre les coûts des dommages par tête et les concentrations ambiantes de SO₂ issues des études sur les trois villes, les coûts évités à travers toute l'Europe grâce au respect du protocole d'Oslo ont été estimés.

Economies annuelles estimées d'une réduction des dommages aux bâtiments après application du second protocole sur le soufre

Total des coûts évités (en millions de dollars US par an)			
	Rural	Urbain	Total
Europe de l'Est	2101	3683	5785
Europe de l'Ouest	730	2988	3719
Europe entière	2832	6672	9504

Total des coûts évités par tête (en dollars US par an)			
	Rural	Urbain	Total
Europe de l'Est	12,5	27,9	19,3
Europe de l'Ouest	3,6	19,6	10,4
Europe entière	7,6	23,4	14,4

4. Conclusion

Les bénéfices d'une réduction des émissions programmées dans le protocole d'Oslo sont très larges. La somme totale de 9,5 milliards de \$ est comparable avec le coût total d'investissement nécessaire pour une telle réduction des émissions. En Europe de l'Est, les principales économies bénéficieraient à la Pologne, à l'ex-Allemagne de l'Est, à l'Ukraine, et aux Républiques Tchèque et Slovaque. En Europe de l'Ouest, les bénéfices iraient principalement à la Grande Bretagne, à l'Italie, à la France et à l'ex-Allemagne de l'Ouest.

5. Commentaires

Eléments intéressants positifs :

+ Cette étude met bien en évidence les différences non négligeables de corrosion des matériaux par la pollution de l'air selon les matériaux et surtout selon le lieu (villes, pays) et les conditions climatiques d'exposition des matériaux.

Eléments négatifs, faiblesses :

- Concernant la phase de généralisation au niveau européen, l'hypothèse d'identification des villes de l'Europe de l'Ouest à Stockholm et de l'Europe de l'Est à Prague lisse peut être beaucoup trop les différences de construction et de matériaux utilisés ainsi que les conditions climatiques d'exposition (par exemple climat très différent en Espagne ou au Portugal par rapport à Stockholm).

- Davantage d'information sur le modèle et sur le calcul des coûts supplémentaires de maintenance seraient nécessaires pour approfondir l'analyse de cette recherche.

6. Référence

CLRTAP (1992), Convention on long-range transboundary air pollution ; effects of acid deposition on atmospheric corrosion of materials, in *Impacts of long-range transboundary air pollution*, United Nations, Economic Commission for Europe, Geneva.

Les dommages sur les cultures

ESTIMATES OF DAMAGE TO FORETS IN EUROPE DUE TO EMISSIONS OF ACIDIFYING POLLUTANTS (Gregory et al., 1996)

TITRE : Estimates of damage to forests in Europe due to emissions of acidifying pollutants					
AUTEUR(S) : K Gregory, C Webster, S Durk					
AFFILIATION(S) : centre of business and env, middlesex – Hoskyns Consulting, London					
REFERENCE : Energy Policy, vol 24, n°7, 655-664					
Année de publication : 1996					
Période d'étude :					
Pays : Europe					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	0 : Contingente 0 : Conjointe 1 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : autre :	0 : Santé 1 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 :	0	2	1

1. Résumé

L'incidence des dommages forestiers en Allemagne et en Europe au début des années 80 a conduit à la prise de conscience d'un problème croissant et répandu. Les coûts potentiels des dommages sur les forêts apparaissent élevés et ont été initialement imputés aux pluies acides. Cela conduit à des estimations élevées des coûts environnementaux générés par des centrales au charbon et au pétrole. Ces polluants acides ne sont pas les seuls en cause, la sylviculture pauvre et les effets climatiques (sécheresse) y contribuant également. Ce papier examine le cas des dommages forestiers et ce qui peut être attribué aux polluants acidifiants. Un modèle est proposé pour estimer les coûts des dommages aux forêts dus aux polluants acidifiants qui sont liés à l'accroissement des dépôts des oxydes d'azote et de soufre au-delà des seuils fixés. Quand on se réfère à une centrale anglaise traditionnelle au charbon les coûts externes estimés sont de 0,05 p/kWh pour SO₂ et 0,01 p/kWh pour NO_x.

2. Contexte

Les dommages aux forêts

Les observations montrent que les pluies acides et leurs gaz précurseurs, tels que le SO₂ et les NO_x, peuvent provoquer des dommages aux forêts là où les concentrations sont importantes. Mais avec des concentrations faibles, telles que celles observées en Europe, les dommages causés par les polluants acidifiants sont moins évidents à démontrer. Une gamme d'autres polluants pourrait être plus pertinente dans le cas de dommages spécifiques. De ce fait, la construction d'une fonction de dommages reliant les impacts sur les forêts aux concentrations ou aux dépôts de polluants acides n'est pas évidente. Les données disponibles ne couvrent pas souvent un large champ d'observation. Un modèle est alors proposé pour permettre d'explorer les coûts des dommages à différents niveaux de pollution. Le modèle établit un lien entre la perte de croissance d'une forêt aux niveaux de dépôts de SO₂ et de NO_x à partir du moment où ils dépassent les seuils critiques. Ces seuils représentent le niveau de dépôt pour lequel aucun déclin dans la croissance des forêts n'apparaît dans le cycle normal de rotation. Il est supposé que la croissance d'une forêt pourrait être divisée de moitié si le seuil fixé était dépassé par un facteur de 5. Pour les émissions de 1992, cela conduisait à une perte de bois en

Europe de 60 millions de m³ pour le soufre et 20 millions de m³ pour l'azote, valorisé à 1380 millions de £ et 460 millions de £ respectivement. Quand ceci est mis en relation avec une centrale au charbon anglaise émettant peu de NOx mais des gaz sulfureux, la perte correspond à 0,05 p/kWh pour le SO₂ et 0,01 p/kWh pour le NOx.

Les causes des dommages aux forêts

Les dommages ne proviennent pas seulement du SO₂ des pluies acides. Ils sont liés aussi aux très fortes concentrations de SO₂ générées par la combustion de lignite. Il existerait une variété de causes des dommages aux forêts et en outre des incertitudes demeurent sur l'identification des causes dans de nombreux cas pourtant observés. Les effets combinés d'une sécheresse étendue, d'une température élevée, d'une pollution de l'air et d'une contamination de la terre sont cités comme les causes principales. Les insectes nuisibles, le gel, le vent, la neige, l'ozone et les brumes acides, les fongicides sont également cités dans divers pays. Le rapport CLAG (1994) met en évidence que les arbres peuvent potentiellement être endommagés par des polluants acidifiants à partir de deux moyens différents : absorption de SO₂ et de NOx par les feuilles et les aiguilles et acidification de la terre suite aux pluies acides et au dépôt de NOx et SO₂.

3. Méthodes

L'analyse économique des dommages

L'analyse est basée sur l'approche du seuil critique (critical load). Comme les dommages forestiers indiquent une grande variété de causes, cette approche met l'accent sur certaines des principales caractéristiques des dommages possibles dus aux pluies acides. Le seuil critique établit une limite à partir de laquelle les dommages apparaissent. Les seuils critiques ont été définis par la Commission Economique Européenne (ECE, 1988). Le critère de base de définition d'un seuil critique est qu'aucun déclin appréciable de la croissance de la forêt ne se produit pendant le cycle de rotation. Ces seuils critiques sont utilisés pour définir une fonction de dommages de la croissance des arbres en fonction du niveau de dépôt de polluants. Les fonctions de dommages rendent compte des relations suivantes : 50% des dommages apparaissent quand le seuil critique est dépassé d'un facteur de 5 et l'accroissement des dommages est proportionnel à celui des dépôts. Ce taux de 50% est issu d'observations dans l'ex-Allemagne de l'Est, dans le sud de la Pologne et en République Tchèque.

Le modèle de dommages par dépôt a été développé pour travailler sur les coûts des dommages par unité électrique liés aux NOx et SO₂ produits par une centrale au charbon au Royaume Uni. Les données nécessaires au modèle portent sur les dépôts acides (rapport EMEP (Sandnes, 1993)), l'inventaire des forêts (UNECE/FAO Forest Resource Assessment, 1990), les prix du bois (Timber Bulletin, UNECE / FAO, 1994) et les seuils critiques (Shaw et Nilson, 1991). Pour les prix du bois, une moyenne pondérée globale a été calculée : 23 livres/m³.

Les hypothèses du modèle : une centrale électrique au charbon génère des émissions de NOx de 5,6 kg/t d'équivalent NO₂ par tonne de charbon brûlée ; elle produit 8,76 TWh d'électricité et émet 56 kT de soufre équivalent SO₂ et 6 kT de nitrates équivalent NOx par an.

Les dommages aux forêts sont calculés en termes de perte annuelle de rendement. La fonction de dommages requiert trois types de valeur pour être connue : la valeur maximum de dépôts en dessous de laquelle aucun dommage n'apparaît (D_{max}), le seuil critique médian pour le groupe type d'arbres et de sensibilité (D_{med}), le niveau de dépôt auquel 50% de perte annuelle de rendement apparaît (D_{50}). La fonction a une forme de courbe en S.

La méthode pour calculer le coût des dommages aux forêts comprend trois étapes : l'estimation des dommages totaux aux forêts, l'ajustement de ces dommages à la production de la centrale, le calcul du coût par kWh.

Le total des dépôts par pays est divisé par la surface du pays pour donner un dépôt en g/m². Le rendement annuel est calculé à partir du rendement net annuel par hectare multiplié par le nombre d'hectares exploitables. Le rendement annuel net est multiplié par le pourcentage d'arbres ayant subi des dommages pour donner le volume de bois perdu à cause des NOx et SO₂.

L'estimation des dommages dus à la centrale à charbon est réalisée en multipliant les émissions de la centrale par la fraction des émissions du Royaume Uni qui génèrent des dépôts dans le modèle EMEP. Le même calcul est fait ensuite selon la même méthode mais sans la centrale. La différence entre les deux niveaux de dommages causés aux forêts donne la contribution de la centrale. La valeur des dommages aux forêts est le produit du volume endommagé et de la valeur estimée d'une souche. La valeur totale est rapportée à l'unité d'électricité produite pour donner une estimation en p/kWh.

4. Résultats

En fonction des diverses hypothèses, il est estimé que les dépôts de SO₂ en 1992 ont conduit en Europe à une perte de croissance de 60 millions de m³ de bois et les dépôts de NOx à une perte additionnelle de 20 millions de m³. La valeur de ces pertes combinées est estimée à 1840 millions de £, sur la base des valeurs de UNECE/FAO (Forest Resource Assessment).

La contribution du SO₂ émis par une centrale de 2 GW est estimée à 5 millions, équivalent à 0,05 p/kWh. La valeur équivalente pour les NOx est de 1 million soit 0,01 p/kWh.

Dommages et pertes forestiers causés par le soufre et l'azote

Résultats liés au soufre	
Dommages totaux aux forêts avec la centrale (Mio. m ³)	60,47
Dommages totaux aux forêts sans la centrale (Mio. m ³)	60,27
Perte sur la forêt (Mio. m ³)	0,20
Perte sur la forêt (£ Mio.)	4,60
Perte sur la forêt (p/kWh)	0,052
Résultats liés à l'azote	
Dommages totaux aux forêts avec la centrale (Mio. m ³)	20,04
Dommages totaux aux forêts sans la centrale (Mio. m ³)	20,01
Perte sur la forêt (Mio. m ³)	0,03
Perte sur la forêt (£ Mio.)	0,69
Perte sur la forêt (p/kWh)	0,009

Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité porte sur les résultats des fonctions de dommages et des fonctions de distribution des dépôts. La sensibilité porte en particulier sur le niveau de dépôts pour lequel 50% de pertes apparaissent. Ce niveau est une hypothèse. Dans le cas central, ce niveau est défini comme cinq fois au-dessus du niveau médian et la sensibilité va entre deux et dix fois le niveau médian. Cela conduit à des coûts entre 0,033 p/kWh et 0,085 p/kWh pour le SO₂ et entre 0,003 p/kWh et 0,024 p/kWh pour le NOx, dans le cas d'une distribution simple des dépôts.

En considérant une fonction linéaire à la place d'une courbe en S pour la fonction de dommage, on arrive à des contributions supérieures allant jusqu'à 0,068 p/kWh pour le SO₂ et 0,011 p/kWh pour les NOx. Dans le cas de base, les niveaux de dépôts sont posés comme constants à travers un pays. Pour

évaluer la sensibilité de cette hypothèse, le niveau de dépôt du NO_x et du SO₂ en forêt était estimé comme le double des niveaux des autres lieux du pays.

Pour le soufre une décroissance par 5 du différentiel entre le niveau de perte de 50% et le niveau de dépôts (dix fois à deux fois) accroît le coût par un facteur de deux et trois. Une croissance deux fois plus forte de la densité de dépôt dans les forêts comparée aux surfaces hors forêt accroît le coût approximativement de 20 à 30%. Une courbe en S des dommages est plus sensible aux dépôts de soufre qu'une forme linéaire. Pour l'azote, une décroissance de 5 fois du différentiel de la fonction de dommages accroît le coût d'un facteur de 4 à 8. Une croissance de deux fois de la densité de dépôts en forêts accroît le coût de 50%. Une courbe en S est aussi plus sensible pour les NO_x.

En multipliant la variance des résultats selon les hypothèses considérées par un facteur deux pour tenir compte d'erreurs dans EMEP lors du calcul des dépôts et sur les autres zones non couvertes par le modèle, il est possible de dériver l'étendue des estimations pour les NO_x et SO₂. Elles sont de 0,006 p/kWh à 0,120 p/kWh pour le SO₂ et de -0,010 p/kWh à 0,038 p/kWh pour le NO_x. La valeur négative pour les NO_x traduit les incertitudes de l'analyse. Toutefois le NO_x qui cause peu de dommages comparé au SO₂ pourrait avoir certaines influences positives en termes de fertilisation.

5. Conclusion

Pour une centrale électrique traditionnelle au charbon, les coûts supplémentaires de 0,05 p/kWh pour le SO₂ et de 0,01 p/kWh pour le NO_x sont considérés comme plausibles. Les écarts à cette moyenne sont de 0,006 p/kWh à 0,120 p/kWh pour le SO₂ et de -0,010 p/kWh à 0,038 p/kWh pour le NO_x.

6. Commentaires

Eléments positifs :

+ L'analyse quantitative des dommages et la recherche des causes sont largement développées et reposent sur un grand nombre de données collectées au niveau européen.

Eléments négatifs :

- La partie relative à l'évaluation économique monétaire n'est pas très détaillée et explicite. Elle repose largement sur une valeur moyenne du m³ de bois qui lisse de fortes différences entre des qualités de bois très variables selon les essences.

- La démarche d'évaluation de la robustesse des hypothèses n'est pas toujours très claire ni évidente.

7. Références

Shaw R., Nilsson S. (1991), « European commercial wood at risk from sulphur and nitrogen deposition » in Nilsson S (ed), *European forest decline : the effects of air pollutants and suggested remedial policies* IIASA.

Sandnes H (1993), *Calculated budgets for Airborne Acidifying Components in Europe, 1985 to 1992*, Technical report 109, for EMEP, Norwegian Meteorological Institute.

UNECE/FAO (1994), *Timber Bulletin, Forest product statistics*.

Valoriser les diminutions de visibilité

VALUING EASTERN VISIBILITY: A FIELD TEST OF THE CONTINGENT VALUATION (McClelland, Schulze et al., 1993)

TITRE : Valuing Eastern visibility: a field test of the contingent valuation					
AUTEUR(S) : Gary McClelland*, William Schulze*, Donald Waldman*, David Schenk*, Julie Irwin*, Thomas Stewart**, Leland Deck***, Mark Thayer+					
AFFILIATION(S) : *Universtiy of Colorado, Boulder **State University at New York, Albany ***Research Triangle Park, NC +California State University at San Diego					
REFERENCE : US EPA report, EE-0008					
Année de publication : 1993					
Période d'étude : 1990					
Pays : USA					
RECHERCHE / AIDE DECISION	<u>Méthode</u>	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	0 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 1 : Visibilité 0 : effet de serre	0	1	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

Cette étude se place dans la lignée des évaluations contingentes menées sur l'amélioration de la visibilité suite à une réduction de la pollution de l'air. L'objectif premier est de surmonter les difficultés d'un tel exercice. L'évaluation contingente menée ici vise à estimer les bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'air dans les régions urbaines de Chicago et Atlanta.

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

L'enquête est menée par voie postale en juillet 1990. Deux échantillons ont été tirés sur les villes d'Atlanta et de Chicago, dans la zone où circule le métro. Chacune des quatre variantes a été envoyée à 250 personnes, soit un échantillon potentiel total de 1000 sujets. 494 questionnaires complets ont été retournés.

2.2. La présentation du marché contingent

Afin de tester une approche différente de celle employée dans d'autres études, deux variantes du questionnaire sont mises au point. Dans chaque ville enquêtée, l'échantillon est divisé en deux, et chaque division se voit proposer l'une des deux variantes du questionnaire.

Le marché contingent est introduit par deux parties du questionnaire. Tout d'abord dans une première partie, les auteurs introduisent le sujet de l'étude et focalisent les répondants sur les problèmes de santé et de visibilité liée à la qualité de l'air. Dans une seconde partie, ils emploient du matériel visuel afin d'introduire plus spécifiquement le marché contingent lié à la qualité de l'air à Chicago et Atlanta. Pour

chaque ville, une carte sur laquelle figurent neuf photos est présentée. Les photos sont arrangées en lignes et colonnes. Les lignes représentent différentes scènes, et les colonnes différents niveaux de visibilité. La ligne la plus haute représente une vue d'horizon, la plus basse, une percée dans un parc, et celle du milieu une rue résidentielle typique avec une distance de vue limitée. En ce qui concerne les colonnes, la visibilité sur chaque photo a été dégradée par ordinateur. Ainsi, la colonne la plus à gauche représente une visibilité de 5 miles, au milieu de 15 miles et à droite de 40 miles et plus, la vue sur cette dernière photo n'étant pas dégradée.

Dans un premier temps, les répondants ont eu à noter la qualité de l'air présentée sur chaque photo et la salubrité sur une échelle en sept points. Afin de ne pas induire de biais lié à l'ordre de présentation, les photos sont présentées aléatoirement dans cet exercice.

Ensuite, un ensemble de questions concernant les croyances et attitudes par rapport à la qualité de l'air est proposé.

Enfin, à chaque photo, les auteurs ont lié un histogramme montrant la distribution des jours pendant lesquels la vue est courte, moyenne ou longue. Cette présentation est donc différente selon la variante. Dans la variante appelée "vues typiques", le questionnaire indiquait aux répondants que la colonne de gauche représentait les vues courtes, celle du milieu des jours où la vue était moyenne, et celle de droite, les jours où elle était longue. Alors, ils ont à noter la qualité de l'air globale et la salubrité représentée par chaque colonne sur une échelle en sept points.

Dans la seconde variante, les auteurs lient la ligne la plus haute (vue d'horizon) avec un histogramme des distributions sans demander aux sujets de noter. Il ne s'agit alors que d'une information.

A la suite de cette section, les auteurs proposent la question de révélation, suivie de questions portant sur les caractéristiques socio-économiques.

2.3. La question de révélation

Cette question est divisée en trois parties. Tout d'abord, les programmes permettant de réduire la pollution de l'air, leur financement via les taxes, et leurs effets en termes de réduction du nombre de jours de court, moyen et long champ visuel sont décrits. Cette amélioration consiste en une baisse de 25 jours de courte distance, une stagnation du nombre de jours avec une vue moyenne et une augmentation de 25 jours de la vue longue, soit une variation annuelle moyenne de plus 2,4 miles dans les deux villes, la visibilité moyenne résultante étant de 22,4 miles à Chicago et 17,6 à Atlanta.

Ensuite, les auteurs demandent aux sujets s'ils voteraient, lors d'un référendum, pour un programme de ce type, et dans le cas d'une réponse positive, quelle serait l'augmentation maximale en terme de prix et de taxes qu'ils supporteraient avant de ne plus voter "oui" au référendum.

Enfin, les sujets ayant répondu positivement à la question de révélation, ont eu pour tâche de répartir leur consentement à payer en pourcentage à chaque bénéfice pouvant résulter d'une amélioration de la qualité de l'air, c'est-à-dire non seulement l'amélioration de la visibilité, mais aussi les effets sur la santé, sur les sols ou d'autres bénéfices liés à la réduction de la pollution.

3. Les résultats

3.1. Quelques statistiques descriptives

Sur l'ensemble des questionnaires, 163 ont été adressés à des mauvaises adresses, et 494 retournés, soit un taux de 59%.

Concernant les notes accordées à la visibilité et à la santé, les résultats montrent une corrélation entre les deux aspects, allant de 0,4 à 0,68. Les corrélations moyennes sont de 0,54 pour Atlanta et 0,57 pour

Chicago. Enfin, globalement, il n'y a pas de différence significative entre les notes qui seraient due à la photographie ou bien à la ville.

3.2. L'analyse économétrique

L'analyse employée ici a pour but de reconstituer les "faux" zéros. En effet, dans l'échantillon, 441 répondants ont fourni l'ensemble des données nécessaires pour la modélisation et parmi eux, 184 n'ont pas souhaité donner un consentement à payer, 256 un consentement à payer positif et 1 un consentement à payer nul. Au sein des 184, certains ont adopté un comportement stratégique consistant à ne pas vouloir participer au financement mais pour des raisons autres que l'accord avec le programme ou autres que budgétaires. Le modèle économétrique mis en œuvre ici vise à éclaircir cette situation en faisant apparaître ces "faux" zéros et en permettant alors d'attribuer à ces répondants un consentement à payer "fictif" ou "recalculé" compte tenu de leur profil. Il s'agit en résumé de tenir compte du biais de sélection, certains de ceux qui n'ont pas voulu dire "oui" au référendum étant exclus du financement pour de mauvaises raisons.

L'analyse se déroule en deux temps. Dans un premier temps, un modèle Probit sert à expliquer la probabilité de répondre "oui" au référendum compte tenu d'un certain nombre de variables explicatives. Dans un deuxième temps, un modèle Box Cox, explicatif du montant de consentement à payer, est estimé sur l'ensemble des personnes ayant donné un consentement à payer positif, modèle qui inclut une variable (Inverse du ratio de Mills) résultant du modèle Probit et permettant de prendre en compte le biais de sélection. Les consentements à payer fictifs sont alors recalculés par l'intermédiaire de ce modèle.

Dans le modèle Probit, les variables suivantes :

- Avoir un revenu élevé
- Avoir une formation élevée
- Etre un homme
- Etre jeune
- Avoir une vue depuis la maison
- Penser que des actions individuelles contribuent à la pollution de l'air
- Penser que plus d'argent devrait être dépensé contre la pollution de l'air

sont significatives et accroissent la probabilité de répondre "oui" au référendum.

Les mêmes variables explicatives sont employées dans le modèle Box Cox plus l'inverse du ratio de Mills calculé à partir du modèle Probit et indiquant s'il existe un biais de sélection, c'est-à-dire que ceux qui ont été exclus du financement accorderaient un consentement à payer significativement différent ou pas de ceux qui ont accepté de payer.

Ce modèle est peu explicatif puisque le R^2 est de 0,14. Seul le revenu est vraiment significatif. On peut d'ailleurs signaler que même la constante n'est pas significative au seuil de 5%. Enfin, l'inverse du ratio de Mills n'est pas significatif, indiquant alors une absence de différence entre les consentements à payer de ceux qui ont donné un consentement à payer positif et de ceux qui ont fait une réponse de protestation.

3.3. Calcul du consentement à payer

En utilisant le modèle Box Cox, les consentements à payer "réels" et "fictifs" sont estimés (Cf. tableau).

Variable	Moyenne	Nombre de valides
CAP Brut	192,74 Euros	257
CAP calculé (CAP>0)	124,81 Euros	256
CAP calculé (CAP=0)	42,30 Euros	184

Le consentement à payer moyen est estimé à partir des deux consentements à payer recalculés et pondérés par le poids respectif de chaque sous échantillon. Il s'élève à 92,07 Euros par an et par ménage.

La décomposition de ce consentement à payer en pourcentage donne :

Effets	Pourcentage moyen	Portion du CAP en Euros
Sol	21,6	19,89
Santé	48,7	44,84
Visibilité	18,6	17,13
Autres	11,0	10,13

4. Les commentaires

Les aspects positifs de cette évaluation sont :

- + L'emploi de photographies pour introduire le marché contingent permet aux individus de bien se représenter les conditions de visibilité et les améliorations possibles. De plus le fait que les vues aient été prises dans la ville des répondants place bien ceux-ci dans une situation connue.
- + De même, il y a une volonté de crédibiliser le scénario en décrivant les programmes de réduction de la pollution, les instances qui vont prendre ces décisions, et le moyen de financer ces programmes.
- + La question de révélation est intéressante puisqu'en séparant deux tâches (l'acceptation du programme sous la forme d'un référendum et la révélation du montant de consentement à payer sous la forme d'un question ouverte appuyée sur la réponse au référendum), elle tente de réduire le biais de "yea saying" du référendum qui existe lorsque les répondants disent "oui" à un montant donné, simplement pour montrer leur intérêt dans le programme et non pas en réagissant par rapport à ce montant proposé. Dans le cas présent, le répondant peut très bien être d'accord avec le programme mais ne pas pouvoir ou ne pas souhaiter participer financièrement.
- + De plus, ce type de question permet, au travers de la modélisation choisie (modèle Box Cox avec sélection) de prendre en compte le biais de sélection et le biais hypothétique.

En revanche, deux points peuvent paraître négatifs en ce qui concerne d'une part le consentement à payer évalué, et d'autre part les conclusions de l'étude :

- Si la manière de modéliser le consentement à payer est intéressante, des doutes peuvent être émis en ce qui concerne la capacité du modèle de reconstituer les consentements à payer fictifs compte tenu de sa faible capacité à expliquer les variations du consentement à payer. De plus, même si dans les évaluations contingentes, les modèles de consentement à payer sont rarement très explicatifs, ici non seulement c'est le cas, mais en plus peu de variables explicatives ne sont significatives au-dessus d'un seuil de 10% y compris la constante.

-
- En ce qui concerne la répartition du consentement à payer entre plusieurs bénéfices, on peut être surpris par la manière d'opérer puisqu'il est demandé aux répondants d'indiquer leur consentement à payer pour un programme de réduction de la pollution de l'air en les focalisant sur l'aspect visuel, puis on leur demande de répartir ce consentement en fonction de quatre types de bénéfices. Il aurait peut-être été plus sage de décrire l'ensemble des bénéfices aussi bien que les bénéfices visuels, ou bien de ne rien décrire précisément mais d'indiquer l'ensemble des bénéfices.

**Certains travaux, certaines méthodes,
prennent en compte plusieurs dommages**

AN ESTIMATION OF THE ECONOMIC VALUE OF AN AIR QUALITY IMPROVEMENT PROGRAM IN SANTIAGO DE CHILE (Figueroa et al., 1996)

TITRE : An estimation of the economic value of an air quality improvement program in Santiago de Chile					
AUTEUR(S) : Eugenio Figueroa B., Jorge Rogat C. Luis Firinguetti L.					
AFFILIATION(S) : Universidad de Chile - Center of Environmental and Natural Resource Economics (CENRE) - Göteborg University					
REFERENCE : <i>Estudios de Economia</i>, 23 (0), Special Issue					
Année de publication : 1996					
Période d'étude : 1989 -1991					
Pays : Chili, Santiago					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 1 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 0 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : Autres	0	2	1

1. Résumé

La recherche porte sur les effets négatifs de la pollution de l'air sur la santé, sur les biens économiques et sur l'environnement. Le terrain d'étude est la ville de Santiago au Chili. La population étudiée s'élève à 5 millions d'habitants. Santiago connaît une pollution importante en particulier pendant les mois d'hiver au cours desquels le niveau de pollution de l'air est le plus élevé.

La méthode utilisée est un modèle de prix hédonistes pour estimer les effets de la pollution de l'air sur les prix de l'immobilier à Santiago et pour estimer le consentement à payer pour un programme de réduction de la contamination de l'air de l'ordre de 50%. Les données portent sur 992 observations des prix de marché de l'immobilier et des caractéristiques des biens immobiliers. Le consentement à payer moyen pour un programme d'amélioration de la qualité de l'air a été estimé à 1 626 dollars US pour un ménage et le CAP agrégé sur tout Santiago s'élève approximativement à 1,7 milliard de dollars.

2. Contexte

Santiago présente un problème sérieux de concentrations de particules dues aux transports. Le niveau standard journalier de concentration de particules fixé à 150 µg/m³ est continuellement dépassé. Une partie importante est générée par les véhicules diesels (camions et bus) et la poussière des chaussées.

L'objectif de la recherche a été double : rechercher l'influence de la pollution par les particules sur les prix du marché immobilier à Santiago et estimer le consentement à payer (CAP) de la population de Santiago pour un programme d'amélioration de l'air qui réduirait la pollution de 50%.

Le recours à la méthode des prix hédonistes repose sur l'hypothèse que les consommateurs considèrent le niveau de la qualité de l'air comme les autres caractéristiques affectant le logement lors de leur prise

de décision pour s'installer et vivre à un endroit. Il est donc fait l'hypothèse que les prix immobiliers peuvent varier en fonction du niveau de la pollution de l'air du quartier de résidence.

3. Méthode

L'origine théorique de la méthode utilisée remonte à Rosen (1974). La principale nouveauté apportée par Rosen a été la façon de considérer le fonctionnement d'un marché pour des biens hétérogènes. L'hypothèse centrale est que les biens hétérogènes sont évalués pour la somme d'utilité apportée par leurs attributs et non pour le bien en soi. Ainsi, si le montant ou la qualité d'un bien rend compte d'un changement de ce bien hétérogène alors sa valeur varie autant pour les consommateurs que pour les producteurs. Dans un marché compétitif, les différents prix d'équilibre des biens hétérogènes sont déterminés par l'interaction entre les consommateurs et les producteurs. Les producteurs et consommateurs offrent et achètent les attributs immobiliers sur un nombre de marchés implicites non-observables. Quand le marché observé relatif au bien hétérogène est en équilibre, tous les marchés implicites non-observables pour les différents attributs sont aussi à l'équilibre, et il existe un prix de marché implicite d'équilibre pour chaque attribut du bien (Rosen, 1974).

La méthodologie des prix hédonistes consiste à utiliser des techniques économétriques pour estimer et révéler des prix d'équilibre implicites, donc non-observés, des différentes caractéristiques d'un bien. Le prix d'équilibre implicite estimé pour un attribut donné représente le CAP du marché pour une unité marginale de l'attribut acheté et vendu sur le marché implicite. Cela permet ensuite d'estimer les courbes de demande individuelles pour chaque attribut qui permettent ensuite d'estimer les bénéfices économiques de changements dans la quantité de l'attribut.

On peut citer en biens hétérogènes typiques les maisons, les automobiles, et les facteurs de production comme le travail et le capital. Le logement est principalement étudié ici. Il est considéré ici comme un ensemble de caractéristiques structurelles telles que le nombre de pièces, des caractéristiques de voisinage comme le niveau socio-économique du quartier, les infrastructures publiques, et des caractéristiques environnementales comme la qualité de l'air, les niveaux de bruit, etc. A partir des prix de marché observés pour les habitations, le prix de marché implicite d'un attribut environnemental est estimé et les CAP construits.

La fonction suivante regroupe les attributs immobiliers :

$$Z_i = (S_{1i}, \dots, S_{mi}, N_{1i}, \dots, N_{ki}, E_{1i}, \dots, E_{li}) \quad [1.]$$

avec S : attributs structurels, N de voisinage, E environnementaux (un seul attribut environnemental est retenu, la qualité de l'air).

La fonction de prix hédoniste décrivant le prix de marché d'équilibre compétitif P_i de l'habitation est :

$$P_i = h(Z_i) \quad [2.]$$

Le prix marginal implicite d'achat de l'attribut qualité de l'air est donné par :

$$P_{E_1} = \frac{\partial \hat{P}_i}{\partial E_1} = \frac{\partial \hat{h}(\cdot)}{\partial E_1} \hat{P} \text{ et } \hat{h}(\cdot) \text{ fonction linéaire des attributs) é tant estimés.} \quad [3.]$$

Sur la base de l'hypothèse que les consommateurs j (ménages) du bien immobilier cherchent à résoudre le problème de maximisation de l'utilité sur le marché immobilier :

$$\text{Max } U_j = U_j(X_j, Z_{ij}) \text{ en fonction de la contrainte budgétaire } Y_j = X_j + P_i * Z_{ij} \quad [4.]$$

Y_j : revenu disponible et X_j : vecteur des biens privés du consommateur j ayant un prix normalisé à un.

La condition de premier ordre pour le consommateur maximisateur représentatif est :

$$MWTP(E_1) = \frac{\partial U_j}{\partial E_1} = \frac{\partial P_i}{\partial E_1} = P_{E_1} = IMP(E_1) \quad [5.]$$

MWTP (E1) : CAP marginal pour la qualité de l'air

IMP(E1) = prix marginal implicite de la qualité de l'air

Cette équation [5] établit qu'à l'équilibre le CAP marginal du consommateur pour une amélioration marginale de la qualité de l'air peut être égal au prix marginal implicite de la qualité de l'air, soit le prix à l'équilibre sur le marché implicite. La fonction [2] permet d'obtenir la fonction de prix marginal [3] de chaque consommateur. Sur la base de toutes les hypothèses précédentes, la fonction de CAP marginal (MWTP) d'un consommateur fournit des estimations des bénéfices ou coûts d'un changement dans la qualité de l'air.

A partir de la seconde égalité de [5], le CAP marginal d'un changement de la qualité de l'air peut être obtenu à partir de la fonction de prix marginal implicite elle-même issue de la fonction de prix hédonistes. Pour une fonction linéaire des prix hédonistes ($h(\cdot)$) dans [3], l'égalité entre MWTP et IMP (E) tient s'ils sont constants. Cette égalité autorise le calcul des bénéfices ou coûts. Cependant, la fonction n'est pas linéaire (Rosen, 1974). Cela implique que le CAP marginal et le prix implicite marginal divergent et ne sont égaux qu'à ce point. On peut alors seulement donner une approximation des bénéfices et coûts d'un changement marginal dans la qualité de l'air et cela conduit à des biais dans l'estimation des bénéfices (coûts) d'un changement non-marginal de la qualité de l'air. La surface en dessous du CAP marginal fournit les bénéfices ou les coûts d'un changement de la qualité de l'air pour un consommateur, et la somme de celles-ci donne les bénéfices totaux, ou les coûts, générés sur le marché, d'un changement de la qualité de l'air.

L'estimation de la fonction de prix hédonistes dans [2] nécessite des informations sur les prix de marché des unités immobilières, sur les caractéristiques structurelles, de voisinage et sur la qualité de l'air ainsi que sur chaque ménage. Cette dernière information n'est malheureusement pas disponible pour la présente étude. De ce fait, des hypothèses de préférences et de revenus égaux pour les différents ménages ont été imposées pour permettre de calculer les bénéfices (coûts) à l'aide d'une fonction de prix hédonistes. Ces hypothèses sont restrictives mais permettent de fournir une estimation et donnent une idée en termes d'ordre de grandeur des bénéfices attendus d'une amélioration de l'air à Santiago.

4. Données et résultats

Les données sont recensées à partir d'un journal sur l'immobilier qui liste chaque semaine un grand nombre de logements, et fournit un échantillon considéré comme représentatif. L'étude est basée sur 2 980 observations. Un certain nombre a été enquêté par questionnaire pour recueillir les informations structurelles des logements, 992 observations sont apparues valides. Concernant la qualité de l'air, 4 variables rendent compte du niveau des émissions : oxydes d'azote, monoxyde de carbone, oxydes de soufre et particules. Ce sont des moyennes annuelles obtenues auprès de l'agence de surveillance de Santiago pour l'année 1989. Des isocourbes des polluants ont été cartographiées à partir d'un modèle de dispersion des émissions.

La fonction de prix hédoniste théorique étant donnée, une transformation de Box-Cox a été réalisée

$$P^{(\lambda)}_i = \alpha_0 + \alpha_1 S_{1i} + \alpha_s S_{si} + \alpha_{s+1} N_{ni} + \dots + \alpha_{s+n+1} E_{1i} + \epsilon_i$$

$$P^{(\lambda)}_i = (P^{(\lambda)}_{i-1})/\lambda \text{ pour } \lambda \neq 0 \text{ et } P^{(\lambda)}_i = \ln P_i \text{ pour } \lambda = 0$$

Les variables introduites dans le modèle sont :

PHOUSE : prix du logement / THOUSE (0-1) : type (maison : 1, appartement : 0) / M2LOT : surface en m² / M2LIV : le séjour en m² / BATHROOM : le nombre de salles de bain / RODS : pièce pour domestiques (0-1) / GARAGE : 0-1 / ROCB : pièce pour bureau commercial (0-1) / TELEPHONE : 0-1 / DSUBW : distance à la plus proche station de métro (de 5 à 1, par blocs de d'immeubles) / DPOLIS : distance par blocs au bureau de police / PGREENA : proximité d'un parc vert à moins de 2 blocs de maison (0-1) / GREENA : m² d'espace vert autour du logements / PSERVICE : indice du degré de service public / PINVEST : investissements publics dans le quartier (de 1 à 100) / SEI : indice socio-économique (de 1 à 12) / EPTS : particules en suspension en moyenne annuelle en g/s.

(variables non intégrées dans l'équation finale : BEDROOM : le nombre de chambres / SOLID : 0-1 (matériaux solides de construction) / DSTGO : distance au centre de Santiago / PAV : localisation sur une avenue principale (0-1) / DENS : indice de densité (de 1 à 6). / CALT : autorisation de construction en altitude (0-1) / ESOX : oxydes de soufre / ECO : CO / ENOX : NOx.)

Une analyse économétrique a été réalisée avec recherche de multicollinéarité. Une colinéarité est apparue entre le nombre de chambres et de salles de bain et par ailleurs entre les 4 variables de mesure de la qualité de l'air.

Le polluant EPTS est la variable la plus perçue par la population et celle qui se comporte le mieux du point de vue économétrique des 4 variables de qualité de l'air. La régression affiche un R² ajusté de 0,83. Les variables les plus significatives statistiquement (t student) expliquant le prix du logement (PHOUSE) et jouant positivement sur le prix sont : M2LIV (t:14,20) ; SEI (9,54) ; BATHROOM (7,13) ; GREENA (6,91) ; M2LOT (6,63). Les variables DPOLIS et EPTS ont un impact négatif sur le prix. La variable DSUBW joue négativement comme attendu, c'est-à-dire plus la station de métro est proche plus le prix est élevé.

La valeur moyenne de propriété estimée est proche de celle observée sur l'échantillon. En changeant seulement le niveau des particules, le CAP moyen pour une réduction de 50% des émissions est obtenu. Le résultat global a été extrapolé au nombre total de logements de la ville de Santiago (1 056 781).

Valeur du logement estimé au niveau de pollution actuel :
42 609 \$ US

Intervalle de confiance Bootstrap (95%) :
Limite basse : 41 502 \$ US
Limite haute : 43 838 \$ US

Valeur du logement estimé avec une baisse de 50% de la pollution :
44 055 \$ US

Intervalle de confiance Bootstrap (95%) :
Limite basse : 43 307 \$
Limite haute : 47 725 \$

CAP estimé d'un ménage représentatif :
1 626 \$ US

CAP global estimé pour une réduction de pollution de 50% :
1 718 \$ US

Le montant total sur la ville de 1,7 milliard de dollars surestime les bénéfices du programme en raison de l'hypothèse d'égalité des préférences et des revenus dans la population. Il représente toutefois le montant actuel de tous les flux de bénéfice liés à une amélioration de l'air dès à présent et pour une durée indéfinie. Ce montant comprend plus que des améliorations des effets sur la santé, notamment une meilleure visibilité, une hausse dans la disponibilité des aménités environnementales, une réduction de la détérioration des bâtiments.

5. Commentaires

Eléments intéressants positifs :

+ Un grand nombre de données socio-économiques sur l'habitat et la ville de Santiago est utilisé pour estimer la fonction de prix hédoniste. Une estimation sur des données originelles est toujours intéressante par rapport au transfert d'évaluations étrangères.

Eléments négatifs, faiblesses :

- L'égalité entre le consentement à payer et le prix marginal implicite de la qualité de l'air est peut être une hypothèse très forte ? Le cœur du problème ne serait-il de définir le CAP sans se référer directement au prix marginal implicite de la qualité de l'air ?

- Les informations fournies dans cet article restent insuffisantes pour approfondir l'analyse de l'évaluation (après contact avec les auteurs, il n'y a pas de rapport global disponible de l'étude).

- Sur la base de ce qui est dit dans l'article, une réduction de 50% de la pollution est-il un changement « non marginal » de la qualité de l'air ? Si oui, le résultat comporte des biais non négligeables. Cela génère des incertitudes importantes sur l'évaluation faite.

- Plus de détails sur l'impact de l'hypothèse d'égalité entre les préférences et les revenus auraient été intéressants et auraient permis peut être d'analyser plus finement la pertinence des évaluations ?

6. Référence

Rosen (1974), « Hedonic Prices and Implicit markets : product Differentiation in Pure Competition », *Journal of Political Economy*, vol. 82, 34-55.

STATED CHOICE VALUATION OF URBAN TRAFFIC AIR POLLUTION AND NOISE (Sælensminde, 1999)

TITRE : Stated choice valuation of urban traffic air pollution and noise					
AUTEUR(S) : Kjartan Sælensminde					
AFFILIATION(S) : TØI, Oslo					
REFERENCE : Transportation Research Part D, n°4, 13-27					
Année de publication : 1999					
Période d'étude : 1993					
Pays : NORVEGE					
RECHERCHE / AIDE DECISION	<u>Méthode</u>	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	0 : Contingente 1 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	0 : Santé 0 : Faune/flore 1 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : effet de serre	1	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

Cette étude cherche à tester les limites et incertitudes des méthodes de préférences déclarées fondées sur des choix contingents, à travers une application particulière. L'application s'intéresse à une réduction conjointe des niveaux de bruits et de pollution de l'air, réductions consécutives à l'emploi de nouveaux carburants.

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

L'enquête a été menée durant l'automne 1993. 1680 résidents d'Oslo et du comté d'Akershus ont été interrogés en face-à-face à leur domicile. L'échantillon a été tiré de manière aléatoire à partir des registres du téléphone. Très peu de différences ont été trouvées entre l'échantillon et la population totale sur le plan de l'âge et du sexe. Une plus grande différence a été rencontrée sur le plan de la formation, mais cette différence est sans doute due à la manière dont la question a été posée dans le questionnaire. Enfin, aucune comparaison n'a pu être faite quant au revenu.

2.2. Les exercices de choix

2.2.1. La présentation

Les sujets ont participé à trois exercices de choix parmi cinq possibles. Les différents exercices sont basés sur un voyage récent que le répondant a effectué, soit en voiture, soit en transport en commun. Les répondants ont à choisir entre deux voyages décrits en termes de caractéristiques, celles-ci étant au nombre de quatre au maximum. L'ensemble des répondants a réalisé le premier exercice. Ensuite, l'échantillon a été divisé en deux groupes, l'un effectuant les exercices 2 et 4, l'autre les exercices 3 et 5. Les exercices 1, 2 et 3 font appel à un voyage encore frais dans l'esprit des sujets, les 4 et 5 étant destinés aux sujets n'ayant pas effectué de voyages dans les deux dernières semaines. Dans l'exercice 1, quatre paires sont proposées, alors que dans les autres exercices 6 paires sont présentées.

Formellement, la présentation des paires peut être illustrée par l'exemple suivant :

Voyage en voiture A	Voyage en voiture B
Bruit routier réduit de 20%	Bruit routier réduit de 20%
Pollution de l'air locale réduit de 20%	Pollution de l'air locale réduit de 60%
Temps de voyage 30 minutes	Temps de voyage : 40 minutes
Coût du voyage 25 couronnes norvégiennes	Coût du voyage : 30 couronnes norvégiennes

Les personnes interrogées indiquent donc au fur et à mesure qu'on leur propose des paires, quel type de voyage ils préfèrent parmi les deux.

2.2.2. Le contenu

Le tableau suivant récapitule l'ensemble des caractéristiques incluses dans les différents exercices.

Attributs	Exercice				
	1	2	3	4	5
Coût	×	×	×	×	×
Temps de voyage en voiture	×	×	×	×	×
Place assise disponible (pour les transports en commun)	×				
Temps de marche (pour les voitures)	×				
Bruit		×		×	
Pollution de l'air locale		×		×	
Poussières dues à la détérioration de la route			×		×
CO ₂			×		×
Nombre de répondants (voiture/transports en commun)	897/580	596/373	289/196	1179	683

3. Les résultats

L'exercice 1 est un exercice assez facile qui a pour objectif de familiariser les sujets avec le type de tâche demandée. Aussi, en ce qui concerne les résultats, dans ce paragraphe ne sont rapportés que les résultats des exercices 2 et 3, les exercices 4 et 5 n'étant pas décrits dans l'article.

L'échantillon est divisé en trois sous-échantillons (A,B, et C) qui sont orientés vers trois types d'exercices différents quant à la modification des différents attributs. Le pourcentage de répondants issus de l'échantillon initial est respectivement de 30 %, 60 %, et 10% par sous-échantillon.

Les améliorations sont proposées en terme de pourcentage de réduction par rapport au niveau initial. Le tableau suivant reprend les différents taux de réduction des variables environnementales employés dans les exercices et répartis selon le sous-échantillon.

	Groupe A	Groupe B	Groupe C
Pourcentage de variation par rapport au niveau initial	-20*	-10	30
	20	40	60
	60	90	90

Pour traiter les données, les auteurs construisent des modèles Logit permettant d'estimer le consentement à payer pour l'obtention des différentes améliorations.

Le probabilité de choisir le voyage A est définie par : $\Pr(y_n = 1) = \frac{e^{V_{nA}}}{e^{V_{nA}} + e^{V_{nB}}} = \frac{1}{1 + e^{-(V_{nA} - V_{nB})}}$

où y_n est le nième choix individuel entre les deux alternatives i , $i = A, B$, (A étant codé 1 et B 0). La part observable de l'utilité qu'un répondant retire du choix i qu'il opère est définie de la manière suivante :

$$V_{ni} = \beta_0 + \beta_1 \ln X_{ni1} + \dots + \beta_K X_{niK}$$

où les β_k , $k=0, \dots, K$ sont les différents paramètres à estimer, et X_k , $k=1; \dots, K$ les K variables explicatives. La variable 1 est la variable de prix.

Les tableaux suivants présentent les résultats des estimations des modèles des exercices 2 et 3 pour les variables d'intérêt (coût, pollution, bruit, poussières, CO₂).

	Attributs environnementaux	Groupe A (N=1757)	Groupe B (N=3497)	Groupe C (N=558)	Total (N=5812)
Exercice 2	Coût de transport	-1,561	-1,519	-2,245	-1,525
	Pollution de l'air locale	-0,03533	-0,2722	-0,03371	-0,02927
	Bruit	-0,01775	-0,009355	-0,01442	-0,01137

	Attributs environnementaux	Groupe A (N=924)	Groupe B (N=1685)	Groupe C (N=294)	Total (N=2903)
Exercice 3	Coût de transport	-1,732	-1,167	-1,487	-1,287
	Poussière	-0,02566	-0,01769	-0,02294	-0,01966
	CO ₂	-0,03068	-0,01874	-0,02512	-0,02169

A partir de ces estimations, le calcul des différents consentements à payer donne les résultats suivants (en euro par pour-cent et par voyage) :

* Correspond à une réduction négative donc une augmentation

	Attributs environnementaux	Groupe A	Groupe B	Groupe C	Total
Exercice 2	Pollution de l'air locale	0,048*	0,039	0,033	0,041
	Bruit	0,024	0,013	0,015	0,015
Exercice 3	Poussière	0,033	0,024	0,034	0,034
	CO ₂	0,039	0,035	0,036	0,038

Afin d'utiliser les résultats dans une analyse coûts-avantages, le consentement à payer a été calculé par personne pour qui le trafic routier constitue une nuisance. Ce consentement à payer a été calculé en multipliant le consentement à payer par personne par le nombre de personnes sur la région d'Oslo et Akershus, soit 410 000, et en divisant ce nombre par le nombre de personnes touchées respectivement par les odeurs, le bruit et les poussières, soit 191000, 260000 et 313000 personnes. Les consentements à payer par personne gênée sont rapportés sous forme d'intervalles dans le tableau suivant.

	CàP pour la population totale (en millier d' Euros par an)	CàP par personne gênée (en Euros par an, arrondi)
Pollution de l'air locale	316-633	1658-3317
Bruit	112-223	430-859
Poussière	261-521	835-1670
CO₂	289-578	

Ces valeurs sont utilisées par la Norwegian Public Roads Administration dans les analyses coûts-avantages depuis 1995.

4. Les commentaires

Certains points positifs de cette étude méritent d'être soulignés :

- + Elle met en œuvre une méthode alternative à l'évaluation contingente globale décrite dans l'étude précédente pour estimer différents bénéfices consécutifs à la réduction de la pollution de l'air ;
- + Cette méthode permet d'éviter le biais d'envergure dans la mesure où elle présente simultanément plusieurs variations de biens environnementaux et demande aux répondants d'arbitrer entre ces variations et des variations de coûts pour obtenir ces variations, et non révéler la valeur qu'ils pourraient accorder à une modification ;
- + De plus , comme le notent les auteurs, cette méthode peut éviter le biais de "yea-saying " en proposant une alternative au référendum mais toujours en considérant le répondant comme un "preneur de prix".

Si l'approche employée paraît être une bonne alternative à l'évaluation contingente classique, plusieurs critiques peuvent être émises, et plusieurs points mériteraient un complément d'information en ce qui concerne la présente application.

* Le taux de conversion est de 0,728 FF pour une NOK (source Banque du Canada). Les montants 93 sont ramenés en euro 2000 en utilisant l'indice des prix à la consommation hors tabac pour l'ensemble des ménages et le taux de l'euro par rapport au franc (1 Euro = 6,55957FF) (source INSEE).

-
- Tout d'abord, il n'est pas expliqué comment l'usage d'un nouveau type de carburant permettrait une réduction du bruit allant jusqu'à 90%. On peut même se demander si une telle affirmation est comprise par les répondants ou paraît crédible. Il serait donc nécessaire de connaître exactement sur quelles hypothèses repose cette assertion, et comment elle a été présentée aux personnes interrogées. Cette faiblesse est reconnue par les auteurs qui préconisent plutôt de présenter la réduction de la pollution en terme d'effets via des relations "doses - réponses".
 - D'autre part, le calcul des consentements à payer est difficilement reconstituable. Il serait intéressant de connaître la manière exacte de procéder à des fins de reproductibilité. Ce dernier point fait écho aux difficultés inhérentes à la méthode que ce soit pour l'enquêteur qui doit faire face à la lourdeur de mise en œuvre, ou pour le répondant qui doit procéder à plusieurs exercices ce qui peut lui paraître fastidieux à un certain moment. Il serait intéressant d'examiner à quel moment ou au bout de combien de paires montrées, l'attention du répondant baisse et ses réponses tiennent plus du choix aléatoire que de l'arbitrage.

**ORDERING EFFECTS IN CONTINGENT VALUATION SURVEYS -
WILLINGNESS TO PAY FOR REDUCED HEALTH DAMAGE FROM
AIR POLLUTION (Halvorsen, 1996)**

TITRE : Ordering effects in contingent valuation surveys - Willingness to pay for reduced health damage from air pollution					
AUTEUR(S) : Bente Halvorsen					
AFFILIATION(S) : Centre for Research in Economics and Business Administration, Oslo					
REFERENCE : Environmental and Resource Economics, n°8, 485-499					
Année de publication : 1996					
Période d'étude : 1993					
Pays : NORVEGE					
RECHERCHE / AIDE DECISION	Méthode	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
1	1 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 0 : Autre	1 : Santé 1 : Faune/flore 0 : Bâtiments 0 : Visibilité 0 : effet de serre	1	2	1

1. Contexte et objectifs de l'étude

L'objectif de cet article est d'étudier, à travers l'évaluation d'une réduction de la pollution de l'air due au trafic routier, le biais d'ordre et de tester la validité interne de la méthode. L'idée de base est qu'une réduction de la pollution de l'air n'entraîne pas qu'une réduction du risque de maladies mais aussi une amélioration de certains dommages comme ceux occasionnés par les pluies acides. Si l'on cherche à évaluer l'ensemble de ces bénéfices, que ce passe-t-il si l'on évalue les bénéfices l'un après l'autre ou bien simultanément ? Cette question fait l'objet de cette étude.

2. La méthode

2.1. La population enquêtée

1229 interviews ont été effectuée sur le plan national durant le mois de mai 1993 dans le cadre d'une autre enquête. Ces entretiens ont été réalisés en face-à-face.

2.2. La présentation du marché contingent

Le scénario proposé présente une réduction de 50 % de la pollution de l'air entraînant une amélioration de l'état de santé, et une réduction des dommages dus aux pluies acides. Les conséquences en termes d'amélioration sur la santé sont traduites via des fonctions dose-réponse. Spécifiquement ces bénéfices sont en termes de :

- maladies de poumons
- asthme
- bronchite
- allergie

- effets mineurs sur la santé tels qu'une réduction des jours de maux de tête, douleurs aux muscles, rhume ou grippe, fatigue

Les bénéfices d'une réduction des pluies acides comprennent :

- des dommages aux forêts
- des dommages aux productions agricoles
- des dommages aux matériels

Afin de tester le biais d'ordre et la validité interne, l'échantillon est divisé en quatre sous-échantillons, A, B, C et D. Dans le cadre de la présentation du marché contingent, cette division a été utilisée pour donner des informations différentes et vérifier ultérieurement l'impact de cette différence sur les consentements à payer. Ainsi, pour les groupes B et D, la manière envisagée pour réduire la pollution de l'air est décrite (substitution des véhicules à essence par des véhicules électriques) alors qu'en revanche pour les groupes A et C, ces outils ne sont pas spécifiés.

2.3. La question de révélation

Afin de tester le biais d'ordre, deux méthodes de valorisation ont été expérimentées : la méthode séquentielle et la méthode globale. Dans la méthode séquentielle, il s'agit de demander d'abord aux personnes interrogées d'évaluer la réduction du risque de tomber malade, puis, d'évaluer les réductions des pluies acides. Dans la méthode globale, on demande d'évaluer l'ensemble des bénéfices puis de répartir ce consentement à payer en fonction des deux types d'amélioration. L'intérêt est donc d'examiner s'il existe une différence significative entre les deux modes de valorisation.

Pour les groupes A et B, toute l'information concernant les différents bénéfices a donc été fournie, puis, on a leur demandé de valoriser ces bénéfices, puis de répartir leur consentement en fonction de trois motifs :

- réduction du risque de maladie pour soi et sa famille proche,
- réduction du risque de maladie pour les autres personnes,
- réduction des dommages à l'environnement, à la production agricole et au matériel agricole, dus aux pluies acides.

Pour les groupes C et D, on a tout d'abord fourni les informations sur la santé, puis on a demandé de valoriser ces bénéfices, ensuite les bénéfices liés à la réduction des pluies acides sont décrits et valorisés.

Le véhicule de paiement est une hausse des impôts sur le revenu. Le gouvernement souhaite mettre en œuvre une politique visant à réduire la pollution de l'air. Cette politique va entraîner des coûts supplémentaires financés par un accroissement des impôts sur le revenu. La question de révélation est posée sous forme ouverte en demandant quel montant maximum d'augmentation des impôts les répondants seraient prêts à payer pour ce projet.

3. Les résultats

3.1. Réponses de protestation et enchères anormalement hautes

Les auteurs se trouvent face à deux problèmes :

1. un taux élevé de réponses de protestation : 58% des répondants donnent une réponse nulle ; les principales raisons de ce refus étant qu'ils considèrent que le niveau de taxation est assez élevé (48% des raisons), que l'Etat devrait déjà redistribuer les revenus (40%) et qu'enfin, ils paieraient si le véhicule était autre, par exemple un fonds volontaire (4%) ;
2. 60 répondants sur les 1148 questionnaires remplis, qui ont donné un consentement à payer supérieur à leur revenu. Dans cette étude qui vise à mettre à jour un biais d'ordre possible et à tester la validité interne de la méthode, les auteurs décident de conserver ces réponses dans l'analyse des résultats.

3.2. Quelques statistiques descriptives

Dans le tableau suivant, les principaux résultats concernant les consentements à payer exprimés sont rapportés.

	Moyenne
Evaluation séquentielle d'une réduction du risque de maladie	138 Euros*
Evaluation simultanée d'une réduction du risque de maladie**	33 Euros
Evaluation séquentielle d'une réduction des dommages***	0,7 Euros
Evaluation simultanée d'une réduction des dommages**	104 Euros

De plus, les consentements à payer pour les deux sous-échantillons ayant reçu respectivement une ou deux questions de révélation sont rapportés dans le tableau suivant.

	Moyenne
CàP total pour le sous-échantillon avec <u>une</u> question	138,4 Euros
CàP total pour le sous-échantillon avec <u>deux</u> questions	137,8 Euros

3.3. Analyse économétrique

La validité interne est testée aussi par l'intermédiaire d'une modélisation du consentement à payer global (maladie + pluies acides). Trois groupes de variables sont retenus pour modéliser ce consentement :

- des variables reflétant l'état de santé actuelle du répondant ;
- des variables d'attitude ;
- des variables socio-économiques et démographiques.

De plus, une variable indicatrice indiquant si le répondant a eu une ou deux questions d'évaluation est incluse.

* Le taux de conversion est de 0,728 FF pour une NOK (source Banque du Canada). Les montants 93 sont ramenés en euro 2000 en utilisant l'indice des prix à la consommation hors tabac pour l'ensemble des ménages et le taux de l'euro par rapport au franc (1 Euro = 6,55957FF) (source INSEE).

** Les montants sont obtenus en multipliant le consentement à payer global par le poids respectif attribué à chaque bénéfice

*** Cette valeur est calculée comme le résidu entre le consentement à payer global et le consentement à payer pour une réduction du risque de maladie obtenu de manière séquentiel pour les répondants ayant eu deux questions de révélation.

Le consentement ne prenant pas de valeurs inférieures à zéro, la modélisation se fait par l'intermédiaire d'un modèle Tobit. Le test de validité consiste donc à examiner la significativité ou non du paramètre de la variable indicatrice. Les auteurs emploient deux méthodes différentes pour estimer le modèle Tobit. Quelle que soit cette méthode, le paramètre est non significatif avec une probabilité oscillant entre 0,34 et 0,687.

Les conclusions de cette étude sont qu'il existe un biais important lié à l'ordre dans lequel on présente les bénéfices à évaluer (voire un biais d'envergure), et qu'il est préférable d'employer une méthode globale pour évaluer un ensemble de bénéfices résultant d'une baisse de la pollution de l'air.

4. Les commentaires

Cette étude paraît intéressante d'un point de vue méthodologique pour deux raisons :

- + D'une part, le scénario propose une réduction de 50% de la pollution de l'air, ce qui peut sembler assez obscur pour les répondants, mais un certain nombre d'améliorations consécutives à cette réduction sont décrites et permettent ainsi de rendre plus compréhensible ce scénario ;
- + D'autre part, il s'agit d'une tentative d'évaluer dans la même analyse contingente, ces différents bénéfices. Les auteurs montrent que cette évaluation peut être réalisée en demandant aux personnes interrogées d'évaluer globalement les bénéfices et de distribuer ce montant entre les différents bénéfices et qu'en revanche le fait d'opérer de manière séquentielle peut largement biaiser les résultats.
- En revanche, il est regrettable que le modèle choisi (modèle Tobit estimé en une ou deux étapes) ne soit pas employé pour prendre en compte le fort pourcentage de réponses de protestation. Mais il faut noter que ce biais est considéré par les auteurs. Cependant, en raison de l'aspect "recherche" de cette étude, aucune technique n'est mise en œuvre pour le corriger. Il est en de même pour les réponses élevées.

**LES ESTIMATIONS DU COUT DE LA POLLUTION
ATMOSPHERIQUE (Manière, 2000)**

TITRE : Les estimations du coût de la pollution atmosphérique					
AUTEUR(S) : Dorothée MANIERE					
AFFILIATION(S) : MODEM, Université Paris X (UFR Segmi), Nanterre.					
REFERENCE : <i>Région et développement</i> , n°12, 2000 : « environnement et territoire : évaluations économiques et gestion », L'Harmattan					
Année de publication : 2000					
Période d'étude : 1967-1997					
Pays : plusieurs pays (méta-analyse)					
RECHERCHE / AIDE DECISION	METHODE	EFFETS CONCERNES	TRANSPORTS	TYPE DE DOCUMENT	STATUT SCIENTIFIQUE
2	0 : Contingente 0 : Conjointe 0 : Dommage 0 : Hédoniste 1 : méta-analyse :	1 : Santé 1 : Faune/flore 1 : Bâtiments 1 : Visibilité :	0	2	1

1. Résumé de l'auteur

Le processus d'évaluation appliqué au cas de la pollution atmosphérique rencontre des contraintes scientifiques, contextuelles et méthodologiques qui sont autant de sources de divergences entre les estimations produites. En permettant d'identifier et de caractériser leurs déterminants, la méta-analyse réalisée par D. Manière vise à rendre le processus d'évaluation plus transparent et de là, à renforcer la validité des estimations. Son principe consiste en une analyse formelle d'un ensemble de résultats issus d'études distinctes mais similaires. L'application proposée dans cet article intègre, à la différence des exemples existants, les estimations produites par les méthodes des fonctions de dommage et du surplus de production, en plus de celles basées sur les préférences individuelles (évaluation contingente, prix hédoniques et dépenses de protection). A cet effet, 49 études ont été sélectionnées parmi 86 collectées et un échantillon de 96 estimations du coût individuel et annuel de la pollution atmosphérique a été constitué. Les résultats de la méta-analyse confirment l'existence de biais méthodologiques et la dépendance des estimations au contexte ainsi qu'à la nature des dommages considérés. Ils soulignent par ailleurs l'importance d'une bonne définition des préférences individuelles et d'une meilleure prise en compte des pertes immatérielles dans le processus d'évaluation.

2. Contexte

La méthode de méta-analyse apporte une réponse au problème de variabilité qui caractérise les évaluations du coût de la pollution atmosphérique et qui constitue une limite à leur validité et donc à leur intégration dans le processus décisionnel.

Les contraintes affectant l'évaluation économique appliquée à la pollution atmosphérique

- 1) Les contraintes scientifiques traduisent la complexité des phénomènes de diffusion et de dispersion des polluants et le nombre restreint de polluants régulièrement mesurés (NOx, SO2, O3, CO2). Ceux-ci doivent donc être considérés comme des indicateurs de pollution plutôt que comme des phénomènes isolés. En effet quand on mesure les impacts de ces polluants, il se peut que la mesure contienne les impacts de substances non mesurées. Ces difficultés impliquent un écart entre les objectifs de l'évaluation et ce qu'elle peut effectivement fournir : le processus d'évaluation est partiel car il ne repose que sur l'information disponible.
- 2) Les études sont confrontées à des contraintes contextuelles. En effet, les études présentent des spécificités liées au contexte dans lequel elles sont menées (zone, période, niveau de développement, mode de vie, ...).
- 3) L'évaluation comprend des contraintes méthodologiques liées à la méthode sur laquelle elle se base : les fonctions de dommage (MFD), le surplus de production (MSP), l'évaluation contingente (MEC), les prix hédoniques (MPH) et les dépenses de protection (MDP), les trois dernières reposant sur l'observation des préférences individuelles. L'élément essentiel est que chaque méthode ne mesure pas les mêmes choses. L'évaluation contingente par exemple intègre les valeurs de non-usage alors que les fonctions des dommages mesurent les coûts à la charge de la collectivité. Le choix d'une méthode est essentiellement lié à des contraintes de temps et de moyens, des problèmes de disponibilité des données, aux convictions théoriques des analystes et bien entendu aux objectifs de l'évaluation. Les différences en termes de spécification et de méthode présentent donc une autre source de variabilité des estimations.

Toutes ces différences introduisent un biais méthodologique dans le processus d'évaluation.

La demande d'évaluation nécessite toutefois de mieux comprendre le processus d'évaluation et de connaître les implications des choix méthodologiques. Le choix de la méthode est en fait très stratégique. Il est donc indispensable aux analystes et économistes de souligner la dépendance et les biais éventuels des estimations par rapport à la méthode utilisée. La manière de procéder consiste dans ce papier en une méta-analyse.

3. Méthode

Principe général et portée

La méta-analyse consiste en l'utilisation des méthodes quantitatives statistiques ou qualitatives pour l'évaluation rigoureuse des résultats établis. Elle repose sur une structure systématique pour une analyse formelle de résultats originaux. Le préfixe méta renvoie au sens suivant : « ce qui dépasse, englobe ». La méta-analyse consiste à évaluer des résultats à un niveau supérieur et dans une perspective plus générale que celle qui caractérise les études originales (Glass, 1976). Il s'agit en quelque sorte d'une analyse des analyses.

La méta-analyse permet de rendre les estimations utiles pour l'aide à la décision en identifiant et quantifiant les facteurs d'influence. Cette méthode présente un intérêt certain pour le transfert d'estimations ou « transfert de bénéfices » (application de valeurs monétaires issues d'une évaluation particulière, dans une zone géographique autre que celle d'origine). Elle doit permettre à l'analyste d'intégrer non seulement l'influence du contexte mais aussi les effets de type méthodologique. Cette utilisation de la méta-analyse, encore récente, connaît cependant quelques difficultés :

- Une première limite de la méta-analyse réside dans la lourdeur du recueil des études et dans la mise en forme de leurs résultats. La méta-analyse rencontre aussi des limites théoriques. L'ajustement des différentes estimations pour les rendre comparables pose problème car il suppose la formulation de certaines hypothèses et repose sur une dépendance de la mesure standard au jugement de l'analyste.

La mise en œuvre de la méta-analyse

- la formulation du problème :

Elle porte sur la définition du domaine d'investigation. Dans le cas de la pollution de l'air, cela consiste à mettre en évidence l'influence des méthodologies, spécifications et traitements statistiques utilisés sur les estimations produites.

- la collecte des données :

La collecte des données repose sur une recherche systématique de travaux, publiés ou non. 86 études réalisées entre 1967 et 1997 ont été recueillies (la majorité sont anglo-saxonnes, 64 dont 57 aux USA).

- l'évaluation des données et le paramétrage

Trois critères pour sélectionner une étude sont posés : elle doit proposer une estimation compatible avec l'élément étudié (ici le coût des dommages de la pollution), s'appliquer à un domaine (récepteurs et polluants) en correspondance avec le domaine étudié, présenter une information suffisamment détaillée pour apporter les éléments nécessaires au paramétrage.

Les variables exogènes des méta-modèles correspondent aux facteurs identifiés lors du paramétrage. Trois types de caractéristiques :

- Variables socio-économiques : le revenu, ou comptes nationaux, PIB par habitant. La variation du niveau de pollution atmosphérique (VPA).
- Variables méthodologiques : une variable discrète est associée à chaque méthode : MEC, MPH, MDP, MSP, MFD. Différentes spécifications telles que le mode de révélation sont prises en compte : enchère (BID), carte de paiement (CP), la forme fonctionnelle de l'équation de prix hédonique (linéaire ou pas), les étapes de quantification dans la méthode des dommages, etc. Une variable discrète (0/1) est associée à chaque procédé (comptabilisation des impacts, extrapolation, transfert de fonctions dose-réponse).
- Variables contextuelles, dont environnementales : année des dommages, année de parution des résultats, publication ou non de l'étude, récepteurs (le bien-être, la santé, la vie, la visibilité, les matériaux, les récoltes), indicateurs de pollution (NOx, CO, ...), et un indicateur de niveau de pollution approché, nommé « densité » (densité démographique locale calculée sur la base de la relation établie entre niveau de pollution et zone urbaine).

31 variables explicatives ont été finalement obtenues, dont 4 sont de nature quantitative. 49 études ont été paramétrées fournissant un échantillon de 96 estimations du coût individuel de la pollution atmosphérique (15 issues de la MEC, 17 de la MPH, 7 de la MDP, 6 de la MSP, 51 de la MFD).

4. Résultats

Trois échantillons ont été étudiés : l'échantillon global qui regroupe l'ensemble des estimations produites par les cinq méthodes étudiées, un échantillon MFD et un échantillon « préférences individuelles » (les estimations issues de la MSP n'ont pas été intégrées en raison de leur trop faible nombre).

La moyenne de l'échantillon « préférences » (896 F) correspond environ au double de celle de l'échantillon MFD (440 F). Le rapport de la moyenne à la médiane est élevé, supérieur à 4, signalant la présence d'importantes valeurs extrêmes.

La méta-analyse permet de prendre en compte les facteurs de divergence influant sur les disparités internes à chaque échantillon et chaque type de méthode. L'auteur a alors procédé pour chaque échantillon à une régression du coût individuel sur l'ensemble des paramètres relevés. L'approche économétrique est la méthode des moindres carrés ordinaires (MCO) et la matrice efficace de White (matrice de variance-covariance qui permet d'évaluer la précision des coefficients estimés et de procéder aux tests statistiques habituels). Trois méta-modèles sont établis : un modèle global sur l'échantillon complet, un modèle MFD et un modèle « préférences » (MEC + MDP + MPH).

Sur l'échantillon global des estimations

Les résultats sont peu sensibles à la forme fonctionnelle (plusieurs spécifications ont été testées : linéaire, log-log, semi-log, avec les MCO et les MCG (moindres carrés généralisés)). Deux modèles réduits (avec un nombre inférieur de variables) ont été construits.

Le modèle réduit issu des MCO intègre les variables suivantes :

Coût = f(PIB, VPA, QO, , BID, NONLIN, MDP, PxF, EXTRAP, COMPTA, SANTE, VIE, SO2, CO)

Avec : PIB : produit intérieur brut

VPA : variation du niveau de pollution atmosphérique

QO : question ouverte,

QF : question fermée,

BID : enchère,

NONLIN : variable muette relative à la spécification = 1 si non linéaire, 0 si linéaire

MDP : méthode des dépenses de protection

PxF : prix fictif

EXTRAP : extrapolation des résultats à la population entière

COMPTA : comptabilisation des dommages observés

SANTE, VIE : récepteurs

SO2, CO : indicateurs de pollution

Une augmentation de 1% du PIB induit une hausse du coût individuel de 1,105%. Les dommages sont évalués positivement par rapport au revenu. La sensibilité à une modification environnementale est significative et positive, une augmentation de VPA de 1% entraînant un accroissement du coût de 0,59%. Toutefois cette relation est positive mais avec un taux décroissant : le coût marginal de la pollution diminue. Concernant les facteurs méthodologiques, il importe de rappeler que l'effet des variables significatives doit être interprété relativement à l'ensemble des modalités enlevées du modèle réduit.

On remarque dans le modèle l'absence des variables MPH, MEC et MFD, leur influence étant captée par des variables de spécification de ces méthodes.

L'application de l'évaluation contingente multiplie le coût de référence par 10 environ quand les procédés de révélation par question ouverte, question fermée ou enchère sont utilisés. L'usage des dépenses de protection conduit à un coût 17 fois supérieur au coût de référence. L'influence de la fonction des dommages est plus raisonnable, elle multiplie le coût par 2,5 lors de la comptabilisation et par 0,25 lors de l'extrapolation. La méthode des prix hédonistes augmente le coût de 3,3 avec une fonction de prix hédonistes non linéaire (cette forme non linéaire indiquant qu'il n'y a pas substitution parfaite entre les caractéristiques introduites dans les équations (santé/qualité de l'air, ...)). Les facteurs environnementaux enfin sont peu représentés dans le modèle. Il ressort que les dommages à la santé et à la vie sont plus coûteux que les dommages sur les récepteurs omis (visibilité, agriculture,

flore, etc). Le poids de la mortalité est élevé, bien davantage que les coûts de morbidité, qui sont eux sous-estimés par la non prise en compte des pertes qualitatives liées à la douleur, à l'isolement, etc.

Les variables environnementales ressortent peu, leur pouvoir explicatif étant en grande partie repris par les variables récepteurs.

Sur l'échantillon MFD

Le modèle réduit est :

$$\text{Coût} = f(\text{PIB}, \text{VPA}, \text{EXTRAP}, \text{VIE}, \text{MATE}, \text{NOx}, \text{PART}, \text{SO2}, \text{Pb})$$

Avec :

MATE : matériaux

PART : particules

Les résultats relatifs aux variables économiques sont analogues à ceux du modèle global : dans la mesure où des prix unitaires sont utilisés pour la valorisation des dommages, l'estimation se révèle sensible au niveau du PIB. La variable VPA influence également le coût. En variable méthodologique, seule la variable d'extrapolation (par rapport à la comptabilisation exhaustive des dommages ou à un transfert des résultats à partir de courbes dose-réponse) a un impact significatif, en réduisant le coût. La mortalité est 3 fois plus coûteuse que la morbidité avec un recours aux fonctions de dommages. Les pertes matérielles sont bien prises en compte, les matériaux générant un coût élevé. Les polluants sont bien représentés, 4 des 5 considérés sont significatifs. Les particules génèrent des coûts 9 fois plus importants que les NOx et 10 fois plus que le SO2.

Sur l'échantillon « préférences »

Le modèle réduit est :

$$\text{Coût} = f(\text{PIB}, \text{VPA}, \text{DENS}, \text{QF}, \text{MC}, \text{DPARU}, \text{VIE}, \text{MATE}, \text{PART}, \text{O3}, \text{SO2})$$

Avec :

DENS : densité démographique de la zone étudiée

MC : moindres carrés

Seules deux variables méthodologiques ont un impact : l'usage de questions fermées et l'usage des estimateurs des moindres carrés. Elles multiplient le coût moyen des estimations issues des préférences par 2,45 et 0,29 respectivement.

La variable contextuelle de la date de parution a une influence positive. La date est susceptible de traduire la dynamique des préférences. Le développement d'associations pour la protection de l'environnement, de partis écologistes, de la diffusion de rapports sanitaires ont contribué à la prise de conscience environnementale et ont pu agir sur les goûts et les préférences des individus, plus enclins alors à la sauvegarde de l'environnement et de leur cadre de vie. Les pertes liées à la mortalité sont encore élevées. Pour les matériaux, cette méthode tend à sous-estimer les pertes, l'individu accordant a priori moins d'importance aux bâtiments qu'à la santé. Trois polluants ont une influence significative : particules, SO2, et ozone. Les particules s'avèrent 3,8 fois plus coûteuses que le SO2 et 1,5 fois plus que l'ozone. Le ratio particules/SO2 est beaucoup plus faible que dans l'équation du modèle de fonction des dommages traduisant le fait que les individus évaluent les dommages de la même manière qu'ils les perçoivent mais qu'il leur est difficile d'estimer l'ampleur des dommages d'un polluant par rapport à un autre.

La variable densité, intégrée seulement dans ce modèle, constitue un indicateur de perception environnementale. En faisant l'hypothèse supplémentaire que les individus établissent un lien entre

niveau de densité, concentration urbaine et pollution atmosphérique, l'auteur arrive à la conclusion que la variable densité traduit le degré de conscience qu'ont les individus des problèmes de pollution. La densité influence positivement le coût, celui-ci augmente de 0,75% quand la densité s'élève de 1% (cela signifie aussi que le CAP augmente à un taux décroissant avec le degré de conscience des individus).

5. Conclusion

La méta-analyse a montré que les facteurs économiques agissaient de façon logique sur les estimations. Les méthodes du surplus de production et des fonctions des dommages produisent des estimations inférieures à celles issues des préférences individuelles. Les estimations par la méthode des dépenses de protection sont les plus élevées, en partie parce que cette variable reflète la satisfaction directe retirée de la consommation des biens de protection, en plus de celle liée à la réduction des risques de morbidité contrairement au principe de la méthode. Les prix hédonistes produisent au contraire des estimations faibles, fournissant en quelque sorte un coût forfaitaire de la pollution, en étant basée sur une évaluation globale d'un ensemble de dommages. Il est important de souligner que les méthodes ne mesurent pas de la même façon les récepteurs, elles ne considèrent pas les mêmes composantes de coûts. La méthode de fonction des dommages n'intègre pas les facteurs qualitatifs (douleur, ..) alors qu'il est possible de le faire en introduisant un prix fictif reflétant cette dimension. La prise de conscience des problèmes environnementaux s'est avérée une variable significative. Ce travail montre ainsi qu'il est nécessaire de développer un cadre d'évaluation qui intègre cette dimension. Enfin l'influence des polluants est apparue en fonction de leur nocivité effective et/ou perçue. Quand ils sont corrélés aux récepteurs, il apparaît plus judicieux de ne conserver que les variables de récepteurs et de les affiner en considérant par exemple des catégories d'impacts comme le système cardio-vasculaire, les monuments historiques, ... Cela permet de mieux prendre en compte la gravité des dommages.

L'interprétation des résultats requiert toutefois de la prudence en raison du fait que les échantillons étudiés sont relativement hétérogènes du point de vue géographique et du point de vue des récepteurs (de la santé aux récoltes) ainsi qu'en raison du nombre d'études analysées qui limite la portée de l'analyse économique et l'exploitation des résultats.

6. Commentaires

Eléments intéressants ou points positifs :

+ la méthode de la méta-analyse fournit une approche globale mais approfondie des potentialités et caractéristiques d'évaluation des grandes familles d'évaluation économiques des impacts environnementaux.

