ARTICLES

Les bénéfices monétaires d'une amélioration de la qualité de l'air en Ile-de-France

Monetary benefits of an improvement of the air quality in Ile-de-France

Ari RABL*

RÉSUMÉ

Cet article fournit une estimation des coûts sanitaires des polluants classiques de l'air (PS_{13}, FN, NO_2, SO_2, et O_3) en Ile-de-France, sur la base des études récentes du programme ERPURS, ainsi que de quelques études internationales. Pour la morbidité, les estimations présentées sont une limite inférieure parce qu'elles ne prennent en compte que les impacts (hospitalisations, visites médicales et arrêts de travail) et les coûts (coûts de traitement et pertes de productivité) pour lesquels des données sont disponibles. Pour l'évaluation économique de la mortalité, la réduction de l'espérance de vie est prise en compte (au prorata d'une valeur de 5,5 MF/vie).

Le niveau de pollution zéro n'étant pas réaliste, les résultats sont présentés en termes de bénéfices réalisables par une réduction des concentrations ambiantes des polluants. En Ile-de-France (petite couronne : 6,14 millions d'habitants) une réduction de 10 % économiserait environ 67 MF/an (11 F/an/habitant) du coût des maladies. Ce chiffre est faible par rapport aux bénéfices d'une réduction de la mortalité, d'environ 2 100 MF/an (340 F/an/habitant), selon une étude importante de mortalité à long terme publiée récemment aux États-Unis. Les incertitudes sont importantes et ces résultats ne sont qu'une indication des ordres de grandeur.

ABSTRACT

This article provides an estimation of the health damage costs of the classical air pollutants (particles, NO_2, SO_2 and O_3) in Greater Paris, based on recent epidemiological studies in France (the programme ERPURS) and the USA. For morbidity costs our estimates are a lower limit because they take into account only those impacts (hospitalization, doctor's visit, and sick leave) and costs (treatment costs and loss of productivity) for which we have found data. For the valuation of mortality we take into consideration the reduction of life expectancy rather than simply the number of premature deaths (the value per year of life being calculated in proportion to a « value of statistical life » of 0.84 Euro/life).

Since zero pollution is unrealistic, we present the results in terms of benefits of a 10 % reduction of current ambient concentrations for all the above pollutants. For the 6.14 millions of inhabitants in Greater Paris this benefit would be roughly 10 MEuro/yr (1.7 Euro/yr per person) for morbidity costs. For mortality the corresponding benefit would be much larger, roughly 320 MEuro/yr (52 Euro/yr per person), based on a dose-response function for long-term effects published by Harvard University in 1995. The uncertainties are important and these results provide only an indication on the order of magnitude.

1. Introduction

Les études épidémiologiques récentes montrent que la pollution de l'air a des impacts significatifs sur la santé, même aux faibles concentrations que l'on trouve dans les villes d'Europe et d'Amérique du Nord depuis l'imposition des réglementations sur la qualité de l'air. En fait, comme le constatent Quénel et al. [1995] « L'absence d'effet de seuil semble de plus en plus admise » et dans un rapport récent sur la pollution atmosphérique, le CADAS assure que « ...les études épidémiologiques n'ont pas permis de mettre en évidence un seuil d'innocuité » [CADAS 1996].

Puisque l'objectif d'une protection totale de la population devient irréaliste face à l'absence d'un seuil sans risque, il convient d'essayer de quantifier au mieux les risques et les coûts afin de permettre une gestion rationnelle de l'environnement. La nécessité d'une analyse coût-bénéfice s'impose de plus en plus grâce au progrès de dépollution déjà réalisé : plus le niveau d'émission est faible, plus le coût pour éviter une tonne

* *Centre d'Énergétique, ARMINES,*
60 boulevard Saint-Michel, 75272 Paris Cedex 06.
Tél : (33 1) 40 51 91 52 - Fax : (33 1) 46 34 24 91 -
e-mail: Rabl@CENERG.ENSMP.FR

supplémentaire d'un polluant augmente. Les dispositifs de dépollution mis en place dans le passé, telle la désulfuration des fumées, sont sans doute justifiés, mais la rentabilité des dispositifs futurs n'est pas assurée automatiquement.

Abrévations utilisées

Affect. VRS : affections des voies respiratoires supérieures.

Affect. VRI : affections des voies respiratoires inférieures.

BPCO : broncho-pneumopathies chroniques obstructives.

CAP : consentement à payer.

CO : monoxyde de carbone.

EC : European Commission.

fonction C-R : fonction concentration-réponse (dose-réponse).

FN : fumées noires.

IdF : Ile-de-France (ici, petite couronne : 6,14 millions d'habitants).

NO_x : mélange non spécifié d'oxydes d'azote, en particulier NO et NO_2.

O_3 : ozone.

PIB : produit intérieur brut.

PSd : particules en suspension, de diamètre en dessous de d µm.

SO_x : mélange non spécifié d'oxydes de soufre, en particulier SO_2 et SO_3.

c : concentration d'un polluant.

v_{an} : valeur d'une année de la vie humaine.

V_{vie} : valeur de référence de la vie humaine.

ΔT : réduction de l'espérance de vie.

2. Les fonctions concentration-réponse

2.1. Effets à court terme et à long terme

La fonction dose-réponse, ou plus précisément concentration-réponse (C-R), exprime la relation entre la concentration ambiante et la quantité d'impacts. La plupart des fonctions concentration-réponse, par exemple celles de l'étude ERPURS, ont été élaborées à partir d'une analyse statistique des corrélations à court terme entre les concentrations ambiantes d'un polluant et certains effets de santé publique qui surviennent dans les jours suivants. C'est la méthodologie la plus utilisée, parce qu'elle est suffisamment sensible pour détecter les effets au-dessus du bruit de fond et que sa mise en œuvre n'est ni trop difficile ni trop coûteuse. Pourtant, elle ne permet de déterminer que les fonctions C-R dites aiguës, correspondant aux effets aigus.

La totalité des impacts de la pollution est probablement beaucoup plus importante en raison des effets chroniques. Pour illustrer ce point, il suffit d'imaginer une campagne de mesure de la mortalité due au tabagisme par observation des fluctuations de mortalité journalière si l'on impose une interdiction épisodique de fumer, par exemple quelques jours par mois. On verrait l'effet aigu sur quelques individus hypersensibles, mais on passerait totalement à côté d'effets importants tels que l'emphysème et le cancer.

La terminologie des fonctions C-R aiguës et chroniques est également utilisée pour la mortalité, bien que ces attributs puissent paraître étonnants (une meilleure terminologie serait « à court terme » et « à long terme »). La détermination des fonctions C-R à long terme est extrêmement difficile, nécessitant des procédures lourdes afin d'éliminer les facteurs de confusion tels que le tabagisme. Jusqu'à présent, les seules études sur la mortalité à long terme ont été effectuées aux États-Unis [Abbey et al. 1991, Dockery et al. 1993, Pope et al. 1995]. Celle de Pope et al. est utilisée ici car elle se distingue par une collecte de données nettement plus importante que les autres études : une cohorte de 550 000 individus a été suivie pendant environ 7 ans (*voir* Figure 1). Abbey et al. ont trouvé une augmentation de la morbidité à long terme mais pas de la mortalité à long terme (sauf pour les cancers chez les femmes).

Une évaluation des coûts de la pollution est certainement limitée par les impacts que les études épidémiologiques ont pu identifier. Il est difficile d'estimer les impacts qui sont plus ou moins inobservables, tels que l'autoconsommation dans l'armoire à pharmacie familiale.

2.2. Les résultats ERPURS

L'étude ERPURS [1994] a analysé des effets à court terme des polluants classiques en région Ile-de-France pendant une période comprise entre 1987 et 1992. Les régressions de l'étude ERPURS ont utilisé des transformations logarithmiques ou exponentielles des concentrations, ce qui donne une allure non linéaire aux fonctions C-R. Le rapport indique chaque fonction par quatre points qui correspondent à quatre niveaux de chaque polluant :

P5 = niveau de concentration non dépassé pendant 5 % du temps ;

P50 = niveau de concentration non dépassé pendant 50 % du temps ;

P95 = niveau de concentration non dépassé pendant 95 % du temps ;

P5+100 = niveau de concentration P5+100 µg/m^3 du polluant.

Les fonctions C-R de l'étude ERPURS [1994] indiquent l'augmentation d'un risque relatif au niveau de base qui est défini comme le risque à la concentration P5. Le niveau P5+100 permet une comparaison directe avec les études internationales qui sont pour la plupart présentées par un seul chiffre, la pente de la fonction C-R.

Dans cet article, nous avons supposé une fonction linéaire entre les points P5 et P5+P95 ; les valeurs des pentes sont indiquées dans le tableau 1. Les raisons de ce choix d'une fonction linéaire sont les suivantes :

1. Le zéro de pollution n'étant pas réaliste, les autorités publiques en charge des questions envi-

Tableau 1.
Les fonctions C-R linéarisées utilisées dans cet article. Les coefficients représentent l'augmentation des cas en % par 100 µg/m³. Sont indiqués le nombre moyen de cas annuels en Ile-de-France et le coût par cas. Nous n'avons utilisé les coefficients pour les sous-groupes (d'âges ou de maladies) que s'il n'y avait pas de coefficient pour le groupe englobant ; les coefficients utilisés pour nos résultats sont indiqués en gras.

The linearised C-R functions in this article.
Coefficients show % of increase of cases for 100 µg/m³. The Ile-de-France mean number per year and the cost per cases are indicated. Coefficients for subgroups (ages or diseases) were only used when there was no coefficient for encompassing group. Coefficients used in our results are indicated in bold.

	cas/an	F/cas	FN	PS_{13}	SO_2	NO_2	O_3
Mortalité toutes causes	47 100	61 100	**7,0**	**7,2**	**6,9**	**7,6**[d]	**5,9**
dont respiratoire	3 290	61 100		19,3			
dont cardiovasculaire	15 700	61 100	8,1		12,0		
Hospital. respir. tous âges	57 700[a]	32 900	**5,4**		**5,1**		
dont 15-64 ans	24 100[a]	32 900				**11,3**	**6,7**
dont > 64 ans	16 060[a]	32 900			10,7		**10,4**
dont BPCO tous âges	8 760[a]	32 900			12,3		12,6
dont BPCO > 64 ans	8 030[a]	32 900					18,6
dont asthme tous âges	10 220[a]	28 700			8,6	16,8	
dont asthme 0-14 ans	3 650[a]	28 700			14,2		
dont asthme 15-64 ans	5 110[a]	28 700			17,6	15,5	
Hospital. cardiovasc.	150 000[a]	45 200	**8,9**	**5,5**	**7,1**	**4,5**	
dont ischémie myocardique	45 300[a]	45 200	13,5	8,5	13,6	8,2	
Vis. Méd. Aff.VRS tous âges	3 940 000[b]	500	**7,9**		**11,1**	**25,4**	
dont 0-14 ans	1 493 000[b]	500			19,4	36,3	**23,8**[d]
Vis. Méd. Aff. VRI tous âges	2 115 000[b]	600	**9,0**	**9,1**	**9,1**	**19,6**	**9,2**
dont 0-14 ans	664 000[b]	600				14,8	28,6
dont 15-64 ans	995 000[b]	600	16,3	13,7	21,4	28,4	
dont > 64 ans	373 000[b]	600					17,1
Vis. Méd. asthme tous âges	332 000[b]	250	**28,6**	**25,7**	**23,7**	**56,4**	
dont 0-14 ans	41 500[b]	250		22,4	39,9		
dont 15-64 ans	207 000[b]	250	19,0			45,9	**25,0**
Vis. Méd. maux tête	1 161 000[b]	140	**21,4**	**20,3**	**15,1**	**28,8**	
Vis. Méd. œil	207 000[b]	140					**24,9**
Urgences. Péd. Aff. VRS	6 570	130					**29,1**[d]
Arrêts Trav. Respir	498 000[c]	3 970		**22,7**	**27,4**	**25,2**	
dont Aff. VRI	125 000[c]	3 970			24,6		
Arrêts Trav. Cardiovasc.	125 000[c]	16 900		**15,6**			

[a] données ERPURS multipliées par 2 pour extension hospitalisations Assistance Publique → toutes hospitalisations.
[b] données ERPURS multipliées par 114 pour extension SOS médecin → toutes visites.
[c] données ERPURS multipliées par 6,14 x 10^6/18 000 pour extension EDF-GDF → population Ile-de-France.
[d] calculés au prorata des concentrations maximales horaires.

Affect.VRI : affection des voies respiratoires inférieures.
Affect.VRS : affection des voies respiratoires supérieures.
BPCO : broncho-pneumopathies chroniques obstructives.
FN : fumées noires.
Les coefficients sont la pente de la droite entre les points P5 et P5+P95 du rapport ERPURS [1994]), pour les concentrations 24 h (sauf 8 h pour O_3).

ronnementales ont plus à attendre de l'appréciation du bénéfice espéré d'une réduction réalisable à moyen terme. Une réduction de quelques dizaines de pour-cent autour du niveau P50 semble réalisable, mais pas une réduction proche de P5 où la non-linéarité des fonctions logarithmiques devient plus importante.

2. La pente de la droite entre P5 et P5+P95 est une bonne représentation des pentes autour du niveau P50 ; au vu des incertitudes, les différences ne sont pas significatives.

3. Dans une publication plus récente [Quénel et al. 1995], les auteurs présentent de nouveaux résultats pour plusieurs des impacts de l'étude ERPURS [1994] ; ces nouveaux résultats sont présentés sous forme linéaire (*voir* Figure 2, page 87).

4. La plupart des fonctions C-R internationales sont présentées sous forme linéaire.

5. Deux études importantes affichent des données permettant de tracer une fonction C-R de forme linéaire, *voir* Figures 1 [Pope et al. 1995] et 3 [Dockery et al. 1993].

6. La différence entre la droite et la fonction logarithmique est la plus importante à faibles doses, l'accroissement du risque par µg/m^3 quand la pollution est réduite (vers un risque infini à pollution zéro) ne semble pas plausible au vu des autres fonctions concentration-réponse connues.

7. L'interprétation des résultats linéaires est plus claire ; une simple multiplication permet d'évaluer différentes hypothèses sur les réductions des polluants, les fonctions C-R et les incertitudes.

Pour les fonctions exponentielles du rapport ERPURS, la linéarisation ne pose pas de problème : leurs paramètres sont tels qu'ils donnent une allure quasiment linéaire entre P5 et P5+P95. En revanche, les fonctions logarithmiques semblent plutôt non linéaires. La figure 2 compare trois fonctions C-R pour la mortalité cardiovasculaire liée à l'exposition au SO_2 : la fonction ERPURS [1994] (pour Paris), et les fonctions publiées par la suite par les mêmes auteurs pour Paris et pour Lyon. On voit que la forme linéaire que nous avons choisie est justifiée au vu des incertitudes et des différences entre les diverses études. La différence entre Paris et Lyon pourrait venir d'une différence entre les expositions réelles et les concentrations aux stations de mesure.

3. Les coûts unitaires

3.1. Mortalité

Une évaluation monétaire des effets sur la mortalité nécessite le choix d'un chiffre souvent appelé « valeur de la vie ». C'est une appellation concise, mais maladroite pour la communication car elle évoque des réactions négatives chez beaucoup de gens qui ne comprennent pas l'objectif d'une telle analyse (l'allocation efficace et équitable de ressources limitées pour la réduction de risques). Une appellation plus correcte serait « consentement à payer collectivement pour réduire le risque d'une mort prématurée ».

Comme on le verra plus loin, avec la fonction C-R pour la mortalité à long terme [Pope et al. 1995] la valeur de la vie domine au sein des coûts de la pollution de l'air - d'autant plus que l'on constate une tendance à retenir une valeur basée sur les préférences individuelles plutôt que l'approche du capital humain, qui était utilisée dans le passé et qui donnait des valeurs plus faibles.

Par exemple : le programme ExternE [1995] préconise une valeur de 2,6 M€ (~ 17 MF). Aux États-Unis, le Gouvernement utilise une valeur de 2,7 millions $ pour l'évaluation des mesures de sécurité pour l'aviation civile. Récemment, la première évaluation contingente de la vie humaine a été effectué en France [Le Net 1994] ; Desaigues et Rabl [1995] ont fait une analyse économétrique de cette étude et recommandent une valeur d'environ 5,5 MF. Une valeur de la vie humaine entre 2 MF et 20 MF semble raisonnable, et pour l'article présent nous utiliserons la valeur de

$$V_{vie} = 5{,}5 \text{ MF} \quad (1)$$

Les premières études de quantification des coûts externes de la pollution de l'air ont calculé le coût de la mortalité en multipliant l'augmentation du nombre de morts N_{morts} (déterminé par la fonction C-R) par la valeur de la vie humaine V_{vie}

$$coût_{Nmorts} = N_{morts} \times V_{vie} \quad (2)$$

Récemment cette approche a été critiquée parce que la mortalité prématurée due à la pollution de l'air ne concerne qu'une partie de la population (les plus âgés, les plus malades...) qui ne subit qu'une réduction relativement courte de l'espérance de vie. Il est donc plus rationnel de baser l'évaluation sur la réduction ΔT de l'espérance de vie en calculant le coût selon

$$coût_{\Delta T} = N_{morts} \times \Delta T \times v_{an} \quad (3)$$

v_{an} étant la valeur d'une année de vie. La valeur de la vie humaine V_{vie} est déterminée dans des études basées sur les risques d'une mort accidentelle avec une réduction T_{accid} importante, typiquement dans une fourchette de 30 à 45 ans. Sans actualisation et en supposant la même valeur indépendamment de l'âge, la relation entre v_{an} et V_{vie} est

$$v_{an} = V_{vie}/T_{accid} \quad (4)$$

Le choix entre ces deux méthodes d'évaluation change totalement le résultat : par exemple si ΔT pour la mortalité à court terme est 0,4 ans, tout en supposant T_{accid} = 40 ans, on trouve que $coût_{\Delta T}$ ne représente que 1/100 de $coût_{Nmorts}$. Avec un taux d'actualisation plus réaliste (dans une fourchette de 2 à 6 %) le rapport v_{an}/V_{vie} est dans une fourchette de 15 à 25 [ExternE 1997].

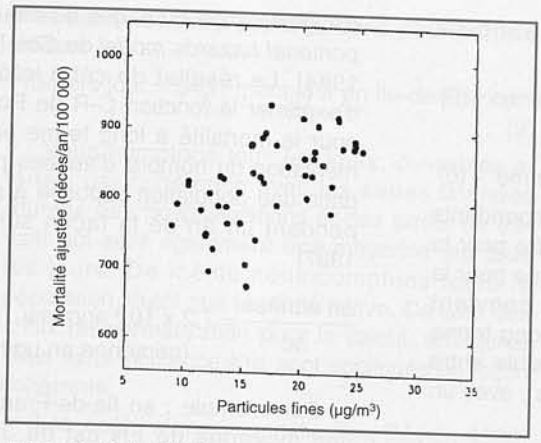


Figure 1. Mortalité à long terme selon Pope et al. [1995] en fonction des $PS_{2,5}$: comparaison des taux de mortalité (avec ajustement sur l'âge, le sexe et l'ethnie) dans 50 régions urbaines des États-Unis.

Long term mortality from Pope et al. [1995] according to $PS_{2.5}$. Comparison of mortality rates (adjusted for age, gender and race) in 50 US urban regions.

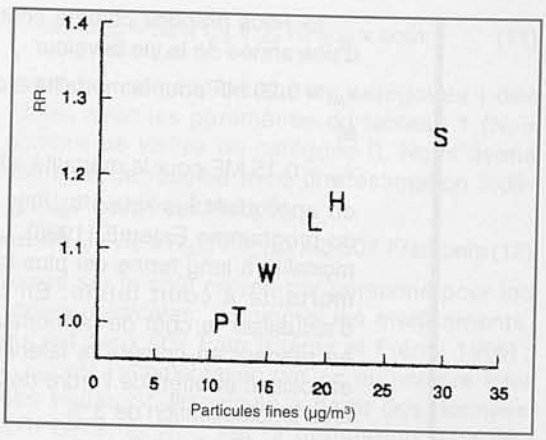


Figure 3. Mortalité à long terme selon Dockery et al. [1993] en fonction des $PS_{2,5}$: comparaison des taux de mortalité dans six villes des États-Unis.

Long term mortality from Dockery et al. [1993] according to PS2.5. Comparison of mortality rates in six US cities.

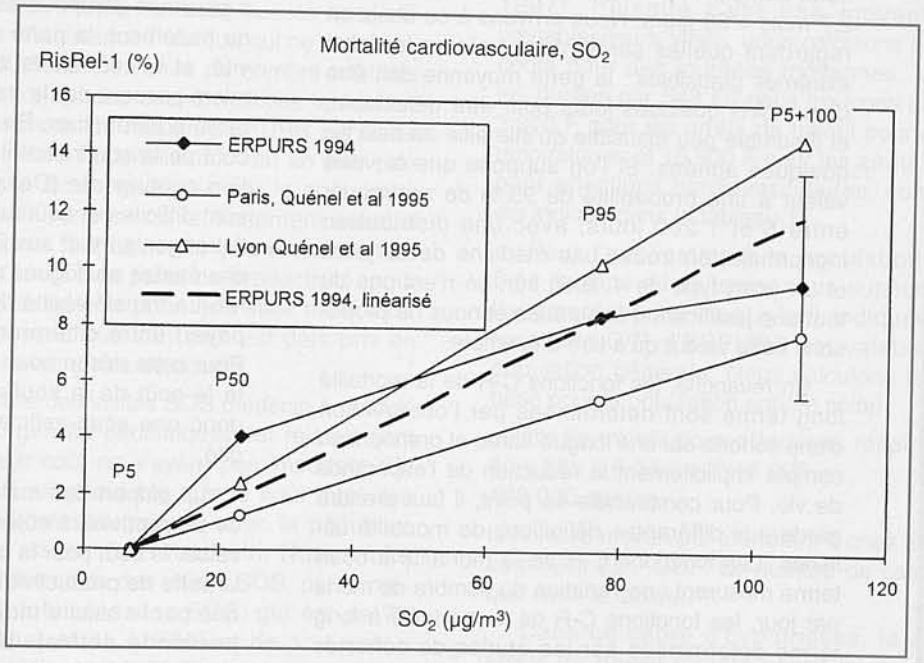


Figure 2.
Comparaison des fonctions C-R pour la mortalité à court terme due aux SO_2, d'après ERPURS [1994] et Quénel et al. [1995] (RisRel = risque relatif par rapport à P5). La barre d'erreurs montre l'intervalle de confiance 95 % pour ERPURS. La droite en pointillé indique la linéarisation des fonctions ERPURS utilisée dans cet article.

C-R functions comparison for short-term mortality due to SO_2, from ERPURS [1994] and Quénel et al. [1995] (RisRel = relativ risk compared with P5). The errors range shows a 95 % confidence interval for ERPURS. The doted line shows the linearity of ERPURS functions used in this article.

Ici nous prenons comme coût v_{an} de la perte d'une année de la vie la valeur

v_{an} = 0,28 MF pour la mortalité à court terme (5)

et

v_{an} = 0,15 MF pour la mortalité à long terme (6)

en appliquant les ratios v_{an}/V_{vie} correspondants du programme ExternE [1998]. Le chiffre pour la mortalité à long terme est plus faible que pour la mortalité à court terme. En fait, il convient d'actualiser le coût de la mortalité à long terme en prenant en compte la latence possible entre exposition et effet (de l'ordre de 20 ans), avec un taux d'actualisation de 3 %.

Pour l'application de l'approche du coût$_{\Delta T}$, on se heurte à une difficulté : les fonctions C-R de la mortalité à court terme ne fournissent aucune information sur la réduction ΔT de l'espérance de vie. Elles ne mesurent qu'une variation du nombre de morts par jour en fonction de la pollution, mais cette variation est indépendante de ΔT [Rabl 1998]. N'étant ni dieu (omniscient) ni diable (prêt à faire des expériences illimitées sur l'espèce humaine), on n'a pas de données sur ΔT, seulement quelques vagues intuitions que ΔT pourrait être de l'ordre de quelques semaines à un ou deux ans. Le Programme ExternE suppose que la perte moyenne est de 9 mois = 0,75 an pour la mortalité à court terme [ExternE 1997], mais cela nous semble trop long et nous choisirons plutôt 2,7 mois = 80 jours. Nous arrivons à ce choix en regardant quelles seraient les valeurs les plus extrêmes plausibles : la perte moyenne doit être d'au moins quelques jours pour être détectable, et il semble peu plausible qu'elle aille au-delà de quelques années. Si l'on suppose que la vraie valeur a une probabilité de 95 % de se trouver entre 5 et 1 280 jours, avec une distribution lognormale, on trouve une médiane de 80 jours et un écart type de 4. Bien sûr, ce n'est pas du tout une justification rigoureuse et nous ne proposons cette valeur qu'à titre d'exemple.

En revanche, les fonctions C-R de la mortalité long terme sont déterminées par l'observation d'une cohorte sur une longue durée et prennent en compte implicitement la réduction de l'espérance de vie. Pour comprendre ce point, il faut prendre garde aux différentes définitions de mortalité utilisées. Les fonctions C-R de la mortalité à court terme mesurent une variation du nombre de morts par jour, les fonctions C-R de la mortalité à long terme déterminées par les études de cohortes mesurent une variation de la probabilité de mourir par tranche d'âge, et pour calculer coût ΔT on a besoin de la réduction de l'espérance de vie.

La relation entre les fonctions C-R de la mortalité à long terme, et la réduction de l'espérance de vie ΔT, est obtenue en rapportant la probabilité de mourir par tranche d'âge à la distribution des âges dans la population, car les résultats des études de cohortes sont rapportés en termes d'augmentation du risque de mourir selon le *proportional hazards model* de Cox [Cox and Oakes 1984]. Le résultat de cette intégration permet d'exprimer la fonction C-R de Pope et al. [1995] pour la mortalité à long terme en termes d'augmentation du nombre d'années perdues $\Delta n_{années}$ dans une population exposée à un incrément Δc pendant un an de la façon suivante [ExternE 1997]

$$\frac{\Delta n \text{ années}}{\Delta c} = 7{,}2 \times 10^{-4} \text{ années/(personne.an.}\mu g/m^3\text{) de } PS_{2,5} \quad (7)$$

Par exemple : en Ile-de-France la concentration moyenne de FN est de 31,9 $\mu g/m^3$ et la mesure FN est environ égale à la mesure $PS_{2,5}$. Une réduction de 10 % des FN augmenterait donc l'espérance de vie moyenne de la population francilienne par

$$7{,}2 \times 10^{-4} \text{ années/(personne·an·}\mu g/m^3\text{)} \times 3{,}19\ \mu g/m^3 = 23 \times 10^{-4} \text{ ans} = 0{,}83 \text{ jours.}$$

Pour une population de N_{pop} individus, le coût se calcule ensuite selon

$$\Delta \text{coût}_{\Delta T} = N_{pop}\, v_{an}\, \frac{\Delta n \text{ années } \Delta c}{\Delta c} \quad (8)$$

3.2. Morbidité

La perte de bien-être associée à une maladie a plusieurs composantes : principalement le coût du traitement, la perte de salaire ou de productivité, et le coût de la souffrance. Les deux premiers passent par le marché et sont relativement facile à déterminer. En revanche, pour estimer le coût de la souffrance il faut des études d'évaluation contingente [Desaigues et Point 1993] qui sont difficiles et coûteuses. Il existe des études à l'étranger, surtout aux États-Unis, mais en France des études analogues ne viennent que de démarrer. La transférabilité des CAP (consentements à payer) entre différents pays est problématique. Pour cette raison nous n'avons pas pris en compte le coût de la souffrance ; nos résultats sont donc une sous-estimation du coût de la morbidité.

La plupart des maladies entraînent une perte de productivité. L'objectif de ce rapport étant d'évaluer le coût pour la collectivité, nous quantifions la perte de productivité par le PIB/personne plutôt que par le salaire moyen en France (262 F/j par personne active). Un salaire ne représente qu'une partie de la productivité d'une personne ; il ne prend pas en compte les investissements, le profit des entreprises, etc.

Le PIB en France était 7,68 x 10^{12} F en 1995 et la population de 58,1 millions [Frémy et Frémy 1996] ; le PIB par personne et par jour est donc PIB/pers.jour = 7,68 x 10^{12} F/(58,1 millions x 365 jours) = 362 F/j moyenne France. En région Ile-de-France le PIB/personne est environ 1,5 fois

plus élevé, et nous prenons donc pour l'article présent

PIB/pers·jour = 543 F/pers·jour en Ile-de-France (9)

Nous comptons tous les jours, ouvrables et fériés, par cohérence avec les autres données (durées des hospitalisations et des arrêts de travail) qui sont également une moyenne sur tous les jours. De même nous comptons toute la population plutôt que la partie active. Ce sont des choix de normalisation pour le calcul, arbitraires mais sans incidence s'ils sont appliqués de façon cohérente.

Les coûts d'une hospitalisation [Martin 1996] sont, selon la nature des soins, les suivants :

médecine générale 2 863 F/j,
médecine spécialisée 4 107 F/j,
spécialité coûteuse 9 192 F/j.

Nous supposons que les hospitalisations pour affections respiratoires et cardiovasculaires correspondent à un coût moyen de 4 107 F/j. Pour la durée d'une hospitalisation nous avons les données :

- moyenne : 6,9 jours [Frémy et Frémy. 1995] ;
- asthme : 7 jours [Chanel et al. 1996] ;
- autre affection respiratoire : 8 jours [Chanel et al. 1996] ;
- affection cardiovasculaire : 11 jours [Chanel et al. 1996].

Puisque ERPURS est basé sur les hospitalisations de l'Assistance Publique qui ne représentent que 50 % en moyenne du nombre total des hospitalisations, nous avons multiplié le nombre d'hospitalisations du rapport ERPURS par 2. Le coût total d'une hospitalisation est un peu plus élevé que la durée multipliée par le coût quotidien, dans la mesure où le traitement médical continue après l'hôpital, mais cela reste toutefois marginal. Quant à la perte de productivité, pour les hospitalisations et pour les visites médicales, nous supposons que son coût est déjà pris en compte dans les arrêts de travail.

Le nombre des visites SOS médecin à domicile et des urgences pédiatriques est relativement faible, et leur coût ne s'avère pas important. En revanche, il est plausible que le coût total des visites médicales augmente avec la pollution, comme les visites SOS médecin. Nous multiplions donc les coûts des visites SOS, par le rapport visites totales/visites SOS, qui est de 72 selon Chanel et al. [1996] et de 114 selon Masson et Willinger [1996]. Toutefois nous signalons que cette extrapolation peut entraîner une surestimation dans la mesure où les patients SOS médecin sont peut-être plus sensibles à la pollution que la population moyenne. Si l'on prend la valeur supérieure

$$r_{vis} = \text{visites totales/visites SOS} = 114 \qquad (10)$$

alors l'augmentation du coût des visites médicales devient

$$\Delta coût_{vis} = \Delta c \times r_{vis} \times \sum_i N_i f_{E\text{-}Ri} \times coût_i \qquad (11)$$

avec une sommation sur les catégories i des visites avec les paramètres du tableau 1 (N_i = nombre de visites de catégorie i). Nous avons comparé ce résultat avec une estimation indépendante et plus forfaitaire

$$\Delta coût'_{vis} = \Delta c \times N_{pop} \times f_{C\text{-}Rtot} \times 3\,507 \text{ F/an·pers} \qquad (12)$$

basée sur le coût moyen par personne pour les visites médicales, y compris les médicaments, qui est de 3 507 F/an [Frémy et Frémy 1996] ; $f_{C\text{-}Rtot}$ est l'augmentation par Δc du nombre total des visites SOS, calculé à partir des données ERPURS, et N_{pop} est la population d'Ile-de-France. Cette dernière estimation est environ 50 % plus élevée que notre calcul selon l'équation 11, même avec un r_{vis} de 114. Le choix du r_{vis} =114, plutôt que 72, semble donc justifié.

Pour les arrêts de travail, l'étude ERPURS s'est fondée sur les 18 000 employés EDF-GDF en Ile-de-France. Nous ne connaissons pas les durées réelles des arrêts dues à la pollution, mais l'étude de Chevalier et Goldberg [1992] indique une durée moyenne de 15,1 jours pour les arrêts de travail dans cette entreprise. La durée moyenne d'un arrêt de travail pour raison respiratoire chez les employés EDF-GDF en France est de 7,3 jours, et celle d'un arrêt de travail pour raison cardiovasculaire est de 31,3 jours [Chevalier 1997]. Puisque c'est une moyenne jours ouvrables/jours fériés, nous calculons ensuite les coûts pour des journées moyennes. Multipliant les durées par 543 F/j nous trouvons un coût de 3 970 F pour les arrêts de travail pour affections respiratoires et 16 900 F pour les arrêts de travail pour affections cardiovasculaires, comme cela est indiqué dans le tableau 1.

Pour l'application à la population entière, 6,14 millions d'habitants, nous supposons que l'augmentation en %/(µg/m³) indiquée par les fonctions C-R d'ERPURS est valable pour la population générale. Nous calculons le taux de base pour la population entière selon

arrêts de travail pour affections respiratoires = 4/j x 365 x 6,14 x 10^6/18 000 = 498 000 cas/an,

le nombre moyen par jour étant 4 chez les 18 000 employés EDF-GDF. Le nombre de cas est indiqué dans le tableau 1.

Dans ce cadre d'hypothèses, le coût des arrêts de travail s'avère assez important : une validation des hypothèses concernées s'impose. Il y une incertitude non seulement à cause de l'extrapolation des chiffres d'EDF-GDF à l'Ile-de-France, mais aussi à cause de la faible taille de l'échantillon d'EDF-GDF : le nombre moyen de base des arrêts de travail n'est que de 4 par jour pour les arrêts des travail pour affections respiratoires et de 1 pour les arrêts pour affections cardiovasculaires. Pourtant la fonction C-R est plau-

sible dans la mesure où sa pente est comparable aux fonctions hospitalisations et visites SOS médecin (typiquement 5 à 20 % par 100 µg/m³).

Afin d'avoir une confirmation indépendante sur les coûts, nous citons le taux d'absence au travail pour cause de maladie, 3,7 % en France en 1990, selon Frémy et Frémy [1997]. Nous estimons la partie de ce taux qui est sensible à la pollution selon une autre donnée communiquée par Chevalier [1997] : à EDF-GDF, 8,3 % des arrêts maladie sont de nature respiratoire (durée 7,3 j) et 4,6 % de nature cardiovasculaire (durée 31,3 j). Sur la base de ce taux d'absence de 3,7 % nous trouvons donc pour les arrêts de travail pour affection respiratoire

$0{,}037 \times 0{,}083 \times 6{,}14 \times 10^6 \times 365 = 6{,}88 \times 10^6$ jours d'absence.

Divisant par la durée moyenne d'un tel arrêt nous trouvons

$$6{,}88 \times 10^6 / 7{,}3 = 943\,000 \text{ cas/an},$$

comparés aux 498 000 cas/an du tableau 1. Pour les arrêts de travail pour affection cardiovasculaire, nous trouvons ainsi 123 000 cas/an, comparés aux 125 000 cas/an du tableau 1. Le taux d'absence de 3,7 % pour l'ensemble des salariés en France donne donc des chiffres assez comparables ou plus importants que les chiffres purement EDF-GDF.

4. Les bénéfices d'une amélioration de la qualité de l'air

Nos résultats pour la morbidité selon ERPURS sont présentés dans le tableau 2. Pour chaque polluant, les coûts sont indiqués en MF/an par µg/m³ de concentration ambiante. La somme des coûts, pour chaque polluant, est indiquée à la 3e ligne en partant du bas. Ensuite cette valeur est multipliée par 10 % de la concentration moyenne actuelle en Ile-de-France (avant-dernière ligne), ce qui donne le bénéfice correspondant à une réduction de 10 % (dernière ligne). Nous avons choisi cette présentation parce que le niveau de pollution zéro n'est pas réaliste ; de plus, on ne sait pas si les fonctions C-R sont linéaires à très faibles concentrations ou s'il y des seuils. Nous proposons donc plutôt une interprétation en termes de réduction de la pollution, car une réduction de 10 à 50 % semble réalisable dans un avenir prévisible. Tout étant calculé sur la base de fonctions C-R linéaires, l'interprétation est simple, et avec le choix de 10 %, l'adaptation des chiffres à d'autres niveaux est facile.

Nous avons également estimé l'impact d'un polluant qui n'est pas pris en compte par ERPURS, mais pour lequel une fonction C-R a été publiée récemment par Schwartz et Morris [1995]. Selon ces auteurs, le CO augmente le taux des hospitalisations de cause cardiovascu-

Tableau 2. Résultats pour les coûts de la morbidité due à la pollution de l'air en Ile-de-France avec les fonctions C-R ERPURS [1994]. La somme des coûts (3e ligne en partant du bas), multipliée par 10 % de la concentration moyenne actuelle c (avant-dernière ligne), donne le bénéfice d'une réduction Δc/c de 10 % (dernière ligne).

Results for morbidity costs due to air pollution in Ile-de-France with C-R ERPURS functions Total costs (3rd line from the bottom) multiplied by 10 % of present mean concentration c (2nd line from the bottom) gives the benefit of a 10 % reduction Δc/c (last line).

MF/an Ile-de-France par µg/m³	**FN**	**PS_{13}**	**SO_2**	**NO_2**	**O_3**
Hospital. respir. [a]	1,02		0,97	0,89	1,076
Hospital. cardiovasc.	6,01	3,70	4,83	3,02	
Vis. Méd. Aff. VRS[b]	1,56		2,20	5,00	1,775
Vis. Méd. Aff. VRI	1,15	1,15	1,16	2,49	1,172
Vis. Méd. asthme[c]	0,24	0,21	0,20	0,47	0,130
Vis. Méd. maux de tête	0,35	0,33	0,25	0,47	
Vis. Méd. Aff. oculaires					0,072
Urgenc. Péd. Aff.VRS					0,002
Arrêts Trav. Respir.		4,48	5,42	4,97	
Arrêts Trav. Cardiovasc.		3,28			
Total, MF/an par µg/m³	**10,3**	**13,2**	**15,0**	**17,3**	**4,2**
Δc = 10 % de la concentration c actuelle en Ile-de-France, µg/m³ [d]	3,19	5,08	2,97	4,50	2,77
Total, MF/an pour **Δc/c = 10 %**	**33,0**	**66,8**	**44,6**	**77,9**	**11,7**

[a] tous âges FN et SO_2, 15-64 ans NO_2, > 14 ans O_3.
[b] tous âges FN, PS_{13}, SO_2 et NO_2, 0-15 ans O_3.
[c] tous âges FN, PS_{13}, SO_2 et NO_2, 15-64 ans O_3.
[d] moyenne 24 h, sauf 8 h pour O_3.

laire, ce qui donne un coût de 17 MF/an par mg/m³ en Ile-de-France. Multiplié par 0,31 mg/m³ = 10 % de la concentration actuelle, on obtient un bénéfice de 5,2 MF/an pour une réduction de 10 % du CO.

Afin de faciliter la compréhension de nos calculs, nous en présentons deux de façon détaillée. Pour les arrêts de travail pour affections respiratoires dus aux PS_{13}, l'augmentation du coût par µg/m³ dans le tableau 2 est obtenu en multipliant les facteurs suivants du tableau 1 : le taux de base 498 000 cas/an, la pente de la fonction C-R 22,7 % par 100 µg/m³ et le coût unitaire 3 970 F/cas :

498 000 cas/an x 3 970 F/cas x 22,7/10 000 = 4,48 MF/an par µg/m³.

Pour la mortalité à long terme selon Pope et al. [1995], selon les équations 6 à 8, nous avons fait le calcul suivant pour les FN uniquement :

$6{,}14 \times 10^{6}$ pers x 0,15 MF/an x $7{,}2 \times 10^{-4}$ ans/(pers.·an·µg/m³) = 660 MF/an par µg/m³.

La multiplication par 3,19 µg/m³, qui correspondent à 10 % de la concentration moyenne de FN en Ile-de-France, donne un bénéfice de 2 100 MF/an pour une réduction de 10 % des FN.

Dans la figure 4 apparaissent les bénéfices d'une réduction de 10 % par rapport au niveau actuel de pollution. Les deux indicateurs des poussières, FN et PS_{13}, ne sont pas indépendants et la relation entre les fonctions E-R pour les FN et les PS_{13} n'est pas tout à fait claire. Pour les impacts pour lesquels ERPURS fournit des fonctions à la fois pour les FN et les PS_{13}, les impacts ne sont pas très différents. Nous avons donc choisi d'attribuer la mortalité aux FN et la morbidité aux PS_{13}, afin de faciliter la comparaison avec la mortalité à long terme selon Pope et al [1995]. Nous rappelons que le coût des visites médicales pourrait être surestimé (*voir* Paragraphe 3.2, équation 10), et soulignons l'incertitude concernant la mortalité à court terme (« aiguë »), la réduction de l'espérance de vie de 2,7 mois n'étant choisie qu'à titre d'exemple.

Pour indiquer les incertitudes, nous présentons non seulement les estimations moyennes (M), mais aussi des estimations basses (B) et hautes (H), selon l'approche de Rabl and Spadaro [1999], comme cela est expliqué dans un article plus détaillé [Geniaux et Rabl 1998].

Il est naturel de se demander dans quelle mesure les différents coûts peuvent être additionnés. Pour un polluant donné, les coûts sont suffisamment indépendants pour que les effets d'un double comptage soient négligeables. En revanche, additionner les coûts des différents polluants est problématique.

Typiquement la population est exposée à un mélange de polluants à faibles doses, c'est-à-dire faibles par rapport aux doses où on peut observer des effets au niveau individuel. Il semble difficile, sinon impossible, d'identifier des relations cause-effet avec les données d'un seul site. Même au vu de la totalité des études internationales, la situation n'est pas claire [Bascom et al. 1996, Lipfert 1994, Dockery and Pope 1994, EC 1995, Wilson and Spengler 1996].

Tandis que les études américaines attribuent la plupart des impacts aux particules, les résultats ERPURS et APHEA [Katsouyanni et al. 1996] suggèrent que le rôle du SO_2 et du O_3 serait quand même important. Et contrairement à la grande synthèse de Bascom et al. [1996] pour laquelle les effets directs du NO_2 ne sont pas évidents, l'étude ERPURS indique plusieurs corrélations avec le NO_2. Nous avons également regardé le CO, polluant qui n'a pas été pris en considération dans la plupart des études épidémiologiques. On peut se demander si le faible coût du CO dans la figure 4 reflète bien la réalité ou plutôt le manque d'études épidémiologiques.

Même en effectuant une régression multiple par rapport à plusieurs polluants, on a du mal à distinguer leur contribution en raison des corrélations entre différents polluants. ERPURS comme les études du Programme européen APHEA, dont ERPURS fait partie, n'a effectué que des régressions simples. L'indépendance des différentes fonctions C-R n'est donc pas assurée. Pour ces raisons, il nous semble plus plausible de ne pas faire une somme des différents polluants (ce qui donnerait un coût total de 200 MF/an) et de prendre plutôt le coût des PS_{13} (67 MF/an) comme indicateur du coût total de la morbidité

4. Conclusion

À partir de l'étude ERPURS nous avons trouvé que le bénéfice d'une réduction de 10 % de la pollution de l'air en Ile-de-France (petite couronne : 6,14 millions d'habitants) est de l'ordre de 67 MF/an (11 F/an par habitant) si l'on ne compte que la morbidité. Le coût de la mortalité à court terme (avec l'hypothèse (ΔT = 2,7 mois) semble faible par rapport à la morbidité et tout est dominé par la mortalité à long terme selon Pope et al. [1995] pour laquelle on trouve un bénéfice de l'ordre de 2 100 MF/an (340 F/an par habitant) pour une réduction de 10 % des particules. Les incertitudes sont importantes et ce résultat n'est qu'une indication de l'ordre de grandeur.

Il est intéressant de comparer ces coûts sanitaires avec les coûts que la pollution de l'air entraîne pour les bâtiments, les récoltes et les écosystèmes. Selon les estimations du Projet ExternE [1998], de Rabl et Spadaro [1997] et de Rabl [1999], les coûts sanitaires sont beaucoup plus importants (au moins 10 fois plus importants) que toutes les autres catégories d'impact.

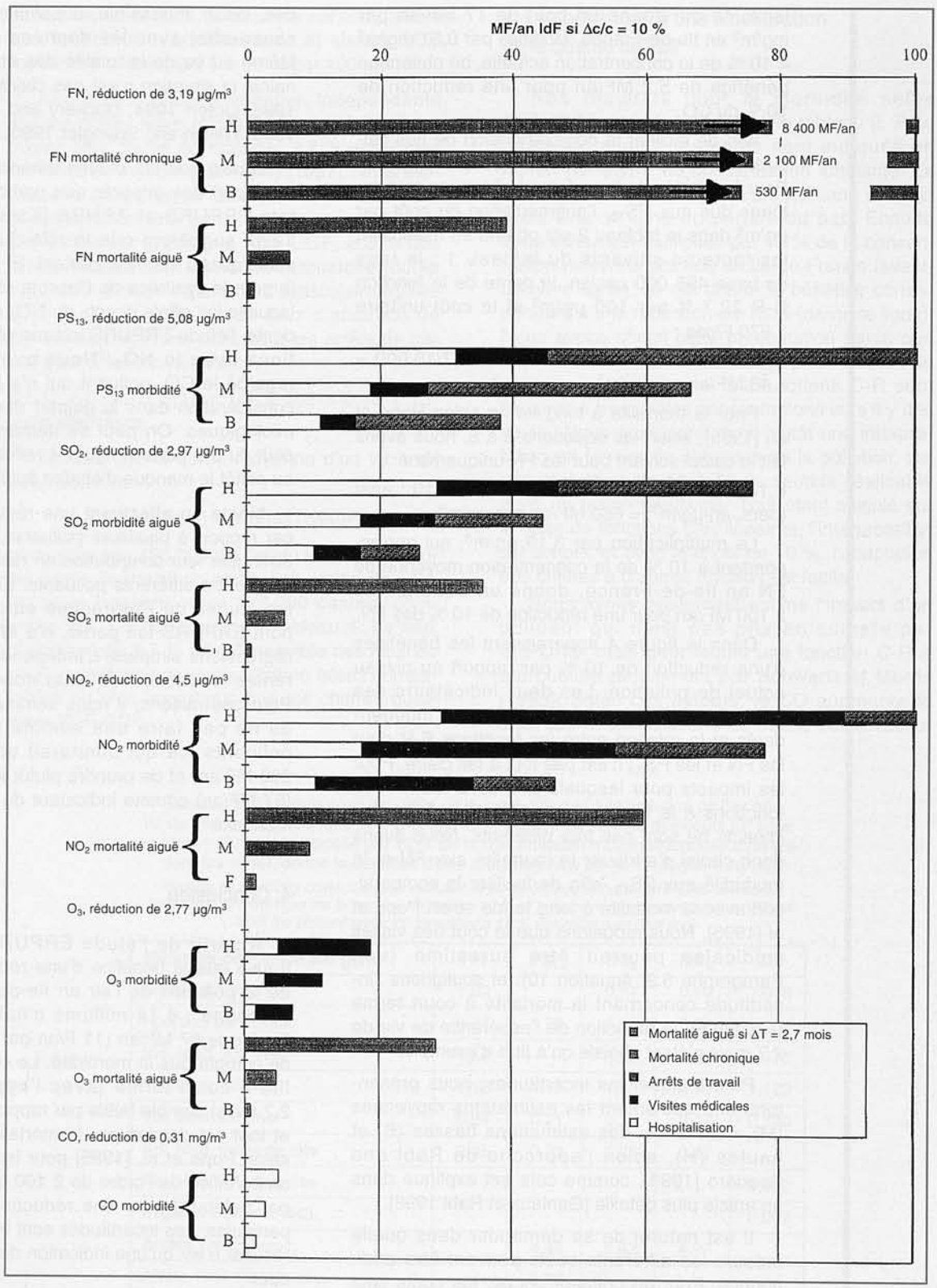


Figure 4. Résultats pour les coûts de la pollution de l'air en Ile-de-France : le bénéfice en MF/an d'une réduction de 10 % de la concentration ambiante (24 h, sauf 8 h pour O_3) avec les fonctions C-R ERPURS [1994] pour PS_{13}, SO_2, NO_2 et O_3. Pour le CO, les données sont fondées sur celles de Schwartz et Morris [1995], et la mortalité à long terme (« chronique ») liée aux FN sur celles de Pope et al. [1995]. Estimations hautes (H), moyennes (M) et basses (B), selon Geniaux et Rabl [1998].

Results for pollution costs in Ile-de-France : the benefit in MF/year of a 10 % reduction of ambient concentration (24 h, excepted 8 h for O_3) with the C-R ERPURS [1994] functions for PS_{13}, SO_2, NO_2 and O_3. Data for CO are based on those of Schwartz and Morris [1995], and the black smoke long term (« chronic ») mortality is based on the data of Pope et al. [1995]. High (H), mean (M) and low estimates, from Geniaux and Rabl [1998].

Remerciements

Cet article est une version résumée et légèrement révisée de la 2e partie (résultats ERPURS) d'un article de G. Geniaux et A. Rabl qui sera publié dans la revue Études et Recherches en Économie Publique de l'IDEP (Institut d'Économie Publique). L'équipe du GREQAM avait effectué une étude analogue [Chanel et al 1996], et les calculs présentés ici sont modifiés (par rapport à la version initiale du 31-12-1996) en collaboration avec l'équipe du GREQAM, en particulier Ghislain Geniaux. Je suis très reconnaissant à Ghislain Geniaux et William Dab pour les discussions que nous avons eues. Je remercie également Estelle Jourdain qui nous a fourni plusieurs documents utiles à cette étude, et Anne Chevalier qui nous a renseignés sur les données des arrêts de travail à EDF-GDF. Les commentaires de deux référés ont été appréciés, ainsi que ceux de la Commission Santé du Plan Régional de la Qualité de l'Air au cours d'une présentation de ce travail. Ce travail a été financé, partiellement, par le Ministère de l'Environnement et par le Projet ExternE du Programme JOULE de la Commission Européenne, DG12.

Mots clés

Coûts sanitaires. Mortalité. « Valeur statistique de la vie ». Fonctions dose-réponse. Coût de la pollution de l'air.

Keywords

Sanitary cost. Mortality. « Statistical value of life ». Dose-response functions. Air pollution cost.

Références

Abbey DE, Mills PK, Petersen FF, Beeson WL. Long term ambient concentrations of total suspended particulates and oxidants as related to incidence of chronic disease in California Seventh-Day Adventists. Environmental Health Perspectives 1991 ; 94 : 40-3.

Bascom R, Bromberg PA, Costa DL, Devlin R, Dockery DW, Frampton MW, Lambert W, Samet JM, Speizer FE, Utell M. Health effects of outdoor air pollution. Amer J of Resp Critical Care Med 1996 ; 153 : 3-50 (Part 1), 477-98 (Part 2).

CADAS 1996. Pollution atmosphérique due au transport : les effets sur la santé et l'évolution technologique. Académie des Sciences, Juin 1996.

Chanel O, Geniaux G, Rychen F. Incidences de la pollution atmosphérique sur la santé : une approche économique. GREQAM, Institut d'Économie Publique. Université d'Aix-Marseille 1996.

Chevalier A. Service Médical EDF-GDF. Communication personnelle 1997.

Chevalier A, Goldberg M. L'absence au travail : indicateur social ou indicateur de santé ? Sciences Sociales et Santé 1992 ; X (3).

Cox DR, Oakes D. Analysis of Survival Data. Chapman and Hall, London 1984.

Dab W, Medina S, Quénel P, Le Moullec Y, Le Tertre A, Thelot B, Monteil C, Lameloise P, Pirard P, Momas I, Ferry R, Festy B. Short term respiratory health effects of ambient air pollution : results of the APHEA project in Paris. J of Epidemiology and Community Health 1996 ; 50 [Suppl 1] : S42-6.

Deloraine A, Lequette C, Zmirou D, Decheneaux J, Balducci F. Coût médico-social à court terme de la pollution atmosphérique en milieu urbain. Une étude dans la région Rhône-Alpes (Lyon, Grenoble, Chambéry). Institut Universitaire de Santé Publique de Grenoble, novembre 1995.

Desaigues B, Point P. Économie du patrimoine naturel. Economica 1993.

Desaigues B, Rabl A. Reference values for human life : an econometric analysis of a contingent valuation in France. In Nathalie Schwab and Nils Soguel, editors. Contingent Valuation, Transport Safety and Value of Life. Kluwer, Boston 1995.

Dockery DW, Pope CA III. Acute respiratory effects of particulate air pollution. Ann Rev Public Health. 1994 ; 15 : 107-32.

Dockery DW, Pope CA III, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six US cities. N Engl J Med 1993 ; 329 : 1753-9.

ERPURS 1994. Impact de la pollution atmosphérique urbaine sur la santé en Ile-de-France. Observatoire Régional de Santé d'Ile-de-France, 21-23 rue Miollis, F-75015 Paris.

ExternE 1995. ExternE: Externalities of Energy. Vol. 2 : Methodology. ISBN 92-827-5211-9. Published by European Commission, Directorate-General XII, Science Research and Development. L-2920 Luxembourg.

ExternE 1998. ExternE: Externalities of Energy. New results. *À paraître,* European Commission, Directorate-General XII, Éd.

Frémy D, Frémy M. Solidarité-Santé. 1995 ; 3 :197.

Frémy D, Frémy M. QUID 1997. Robert Laffont Éd., Paris 1997 : 1634.

Geniaux G, Rabl A. Les méthodes de quantification économique des coûts sanitaires de la pollution atmosphérique. Économie Publique : Études et Recherches. IDEP (Institut d'Économie Publique) 1998 ; 1 : 161-217.

Katsouyanni K, Schwartz J, Spix C, et al. Short term effects of air pollution on health : the APHEA protocol. Journal of Epidemiology and Community Health 1996 ; 50 [Suppl 1].

Le Net M, et al. The statistical value of life in France. Report by ICOS/ESOP, Paris 1994.

Lipfert FW. Air Pollution and Community Health: a Critical Review and Data Sourcebook. Van Nostrand Reinhold, New York 1994.

Martin M. Communication à Mme Jourdain 1996. Caisse Régionale d'Assurance Maladie, Ile-de-France, tarifs médicaux au 1-1-1996.

Masson S, Willinger M. Évaluation des coûts de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France. Communication aux Mercredis de l'ADEME, 9 oct.1996. Bureau d'Économie Théorique et Appliquée. Université Louis Pasteur, Strasbourg 1996.

Pope CA, Thun MJ, Namboodri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of US adults. Amer J of Resp Critical Care Med. 1995 ; 151 : 669-74.

Quénel P, et al. Impact de la pollution atmosphérique urbaine de type acido-particulaire sur la mortalité quotidienne à Lyon et dans l'agglomération parisenne. Santé Publique 1995 ; 4 (6e année).

Rabl A. Mortality risks of air pollution : the role of exposure-response functions. Journal of Hazardous Materials 1998 ; 61 : 91-8.

Rabl A. Air Pollution and Buildings: an Estimation of Damage Costs in France. À paraître (Environmental Impact Assessment Review 1999 et Pollution Atmosphérique).

Rabl A, Spadaro JV. Les coûts environnementaux de l'énergie. Centre d'Énergétique, École des Mines de Paris, France. Rapport final pour l'ADEME et la Commission Européenne 1997.

Rabl A, Spadaro JV. Environmental Damages and Costs : an Analysis of Uncertainties. À paraître (Environment International 1999).

Schwartz J, Morris R. Air pollution and hospital admissions for cardiovascular disease in Detroit, MI. Am J Epidemiology 1995 ; 142 : 23-35.

Wilson R, Spengler JD, editors. Particles in Our Air : Concentrations and Health Effects. Harvard University Press, Cambridge, MA 1995.