



HAL
open science

Évaluation économique de la mortalité liée à la pollution atmosphérique en France

Olivier Chanel, Sylvia Medina, Mathilde Pascal

► **To cite this version:**

Olivier Chanel, Sylvia Medina, Mathilde Pascal. Évaluation économique de la mortalité liée à la pollution atmosphérique en France. 2020. halshs-03097189

HAL Id: halshs-03097189

<https://shs.hal.science/halshs-03097189>

Preprint submitted on 5 Jan 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Évaluation économique de la mortalité liée à la pollution atmosphérique en France

Olivier Chanel
Sylvia Medina
Mathilde Pascal

WP 2020 - Nr 49

Évaluation économique de la mortalité liée à la pollution atmosphérique en France[†]

Economic valuation of air pollution-related mortality in France

Olivier Chanel¹, Sylvia Medina² et Mathilde Pascal³

20 December 2020

[†] Les auteurs remercient Luc Baumstark, Alain Le Tertre et Simone Schucht pour des échanges fructueux. Le premier auteur remercie les ANR GREEN-Econ (ANR-16- CE03-0005), EUR-AMSE (ANR-17-EURE-0020) et l'ANSES (CUMULAIR – PNR EST 2016/1/215) pour leur soutien. Ce document est issu de la convention de collaboration n° 17DSEA004-0.

¹ Aix-Marseille Univ., CNRS, AMSE, Marseille, France. Adresse : AMSE 5 boulevard Maurice Bourdet CS50498 13205 Marseille cedex 01, courriel : olivier.chanel@univ-amu.fr

² Santé publique France, Saint-Maurice, France. Adresse : Santé publique France 12, rue du Val d'Osne 94 415 Saint-Maurice cedex, courriel : Sylvia.MEDINA@santepubliquefrance.fr

³ Santé publique France, Saint-Maurice, France. Adresse : Santé publique France 12, rue du Val d'Osne 94 415 Saint-Maurice cedex, courriel : Mathilde.PASCAL@santepubliquefrance.fr

Résumé

Cet article propose une discussion méthodologique à partir d'une évaluation économique des impacts sur la mortalité de l'exposition chronique aux particules fines en France continentale. Il prend comme point de départ l'évaluation quantitative d'impact sanitaire (EQIS), réalisée par Santé publique France en 2016, de 5 scénarios de réduction des concentrations par deux méthodes de mesure de la mortalité (nombre de décès prématurés évités et nombre total d'années de vie gagnées). Après une justification des valeurs monétaires utilisées – 3 millions € pour la valeur d'évitement d'un décès et 80 000 € pour celle d'une année de vie gagnée – nous les appliquons aux données sanitaires, et obtenons des résultats comparables aux études contemporaines. En particulier, dans un scénario sans pollution anthropique, l'EQIS de 2016 estime à 48 283 les décès prématurés évités, que nous évaluons à 144,85 milliards €₂₀₀₈. Nous questionnons ensuite les méthodes et pratiques : les sources de divergence avec la précédente étude française menée en 1998-99, le choix des valeurs monétaires et les conditions d'utilisation de ces résultats dans la décision publique. Au final, nous apportons un argument supplémentaire sur la nécessité de réduire l'exposition des populations à la pollution de l'air ambiant en France.

Abstract

This article proposes a methodological discussion based on an economic evaluation of the mortality impacts of chronic exposure to fine particulate matter in mainland France. It starts from the health impact assessment carried out by Santé publique France in 2016 for 5 scenarios of decrease in concentrations using two methods to measure mortality (number of premature deaths prevented, and total number of life years gained). After a justification of the monetary values used - €3 million for the value for a prevented fatality and €80,000 for the value of a life year gained - we apply them to the health data and obtain results comparable to contemporary studies. In particular, in a scenario without anthropogenic pollution, the 2016 EQIS estimates that 48,283 premature deaths could be prevented, corresponding to an economic assessment of €144.85 billion. We then address methods and practices: the sources of divergence with the previous French study conducted in 1998-99, the choice of monetary values and the conditions for using these results in public decision-making. Finally, we provide an additional argument on the need to reduce people's exposure to ambient air pollution in France.

Mots-clefs : Pollution atmosphérique, évaluation économique, mortalité, valeur d'évitement d'un décès

Keywords: Air pollution, economic valuation, mortality, Value of a prevented fatality

JEL codes : I18, Q53, Q58

1 Introduction

Le décideur public doit connaître les risques sanitaires auxquels la population est exposée, et les traduire ensuite en termes économiques afin de pouvoir assurer une gestion efficace fondée sur des réglementations et des dispositifs incitatifs. Cela est valable pour les risques potentiels, comme la pandémie de covid-19 l'a douloureusement rappelé en 2020, ou avérés. Parmi ces derniers, l'exposition à la pollution de l'air constitue un problème de santé publique dont la gestion relève de façon privilégiée de la sphère étatique, puisque la population la subit et peut moins facilement s'y soustraire qu'à d'autres facteurs de risque qu'elle choisit, comme les comportements addictifs ou les conduites à risque par exemple. Ceci contribue à expliquer le nombre croissant d'évaluations économiques des effets sanitaires de la pollution de l'air depuis une vingtaine d'années.

Les impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité font l'objet de recherches dans le monde entier (voir [1] pour une revue récente). Ainsi, les mécanismes d'action des particules fines sont de mieux en mieux connus via une action pro-inflammatoire et un stress oxydatif sur les cellules de l'organisme [2-4], et les associations causales les plus fortes sont observées avec la mortalité cardiovasculaire (infarctus du myocarde, hypertension, insuffisance cardiaque congestive) et respiratoire (bronchite chronique, cancer du poumon). Des données récentes suggèrent des associations avec des maladies susceptibles d'affecter également la mortalité (diabète, maladies neuro-dégénératives). Par ailleurs, chez les enfants, la pollution par les particules fines est associée à l'augmentation des naissances prématurées, à un faible poids à la naissance, et de façon moins établie, au syndrome de la mort subite du nourrisson.

De façon surprenante, les valorisations monétaires de ces impacts sanitaires sont en augmentation malgré la baisse des émissions des principaux indicateurs primaires de pollution atmosphérique depuis 1990 : -89% pour le dioxyde de soufre (SO₂), -57% pour les oxydes d'azote (NO_x), -54% pour les particules de diamètre inférieur à 10 microns (PM₁₀) et -61% pour celles inférieures à 2,5 microns (PM_{2.5}) [5]. Ceci nous amène à réfléchir sur la genèse de ces évaluations économiques.

Nous nous appuyons pour cela sur l'impact de l'exposition aux PM_{2.5} récemment estimé pour la France continentale, dans le cadre d'une Évaluation Quantitative d'Impact Sanitaire (EQIS), et qui a produit des résultats en termes de nombre de décès prématurés évités et de nombre total d'années de vie gagnées pour divers scénarios de réduction de la pollution particulaire [6,7]. Un niveau d'exposition nul à la pollution atmosphérique n'est pas atteignable, du fait de la présence de sources naturelles et des limitations induites par les technologies actuelles pour les sources anthropiques. Les scénarios utilisés par l'EQIS prennent donc en compte différentes valeurs de référence possibles, dont l'absence de pollution d'origine anthropique. Ce scénario reproduit ce qui est fait pour d'autres facteurs d'exposition comme le tabac ou l'alcool, quand une exposition nulle est considérée.

Après une présentation des approches méthodologiques, nous proposons une évaluation monétaire de ces effets sanitaires, en nous fondant sur la valorisation d'un décès prématuré évité et d'une année de vie gagnée. Puis, nous abordons une discussion méthodologique des sources de divergence des résultats entre études, en particulier avec ceux de la précédente étude française comparable menée en 1998-99. Enfin, nous discutons du choix des valeurs monétaires et des conditions d'utilisation des résultats dans la décision publique.

2 Approches méthodologiques

2.1 Approche épidémiologique

La méthodologie d'évaluation de l'impact de la pollution atmosphérique sur la mortalité s'appuie sur une modélisation de l'exposition aux PM_{2.5} de la population en 2007-8, pour chacune des 36 219 communes de France continentale [6], rattachée à une classe d'urbanisation : rurale (moins de 2 000 habitants), unité urbaine de 2 000 à 20 000 habitants, de 20 000 à 100 000 habitants, et de plus de 100 000 habitants. Pour ce faire, à partir d'une modélisation fournissant la

concentration moyenne par maille de 2 km x 2 km, une valeur de concentration est associée à chaque commune par pondération des surfaces recouvertes par les mailles du modèle. On considère ensuite une réduction de l'exposition selon 5 scénarios.

Le premier scénario, dit « sans pollution anthropique », donne une idée de l'impact total des activités humaines en évaluant l'impact d'une situation dans laquelle toutes les communes françaises atteindraient les niveaux de PM_{2.5} observés dans les communes françaises les moins polluées (percentile 5 de la distribution des concentrations de PM_{2.5} dans les communes rurales, soit en moyenne 4,9 µg/m³).

Les quatre autres scénarios permettent d'estimer les bénéfices attendus d'une amélioration de la qualité de l'air en France. Le scénario dit « communes équivalentes les moins polluées » évalue une situation dans laquelle toutes les communes atteindraient les niveaux de PM_{2.5} observés dans les 5 % des communes les moins polluées de la même classe d'urbanisation. Ce scénario correspond en moyenne à une baisse de 5 µg/m³ dans les communes concernées. Le scénario dit « OMS » évalue une situation dans laquelle aucune des communes françaises ne dépasserait la valeur guide de l'OMS (10 µg/m³ en moyenne annuelle pour les PM_{2.5}). Le scénario dit « Grenelle » évalue l'impact d'une situation dans laquelle aucune des communes françaises ne dépasserait la valeur cible du Grenelle de l'environnement (15 µg/m³ en moyenne annuelle pour les PM_{2.5}). Enfin, le scénario dit « Directive européenne » évalue l'impact d'une situation dans laquelle aucune des communes françaises ne dépasserait les valeurs réglementaires européennes de 20 µg/m³ (valeur cible 2020) en moyenne annuelle pour les PM_{2.5}.

A partir de données au niveau communal sur la mortalité et la taille de la population de 30 ans et plus (sur laquelle les risques relatifs (RR) de mortalité sont calculés dans les études internationales), et du choix d'un RR de mortalité de 1,15 (avec son intervalle de confiance à 95% [IC95% : 1,05 - 1,25]) pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM_{2.5}, les effets annuels d'une réduction de l'exposition sont évalués selon deux approches pour chacune des communes. D'une part, en termes de nombre de décès prématurés évités, c'est à dire l'écart entre le nombre de décès observés au niveau de pollution actuel et le nombre de décès attendus au niveau de pollution proposé par le scénario. D'autre part, comme un nombre total d'années de vie gagnées, c'est à dire le gain en espérance de vie à 30 ans associé à la baisse de l'exposition multiplié par le nombre de personnes de 30 ans concernées. Ces effets sont ensuite présentés agrégés pour les 4 classes d'urbanisation.

2.2 Approche économique

La procédure d'évaluation standard repose sur le choix de valeurs unitaires pour la Valeur d'Évitement d'un Décès (VED) et la Valeur d'Année de Vie (VAV) [8-11], qui seront exprimées en euros 2008 afin que l'évaluation économique soit cohérente avec les données d'exposition / concentration et les données médicales. Les données de la Banque Mondiale seront utilisées pour tenir compte des taux de change et de l'inflation et obtenir une expression en parité de pouvoir d'achat [12].

2.2.1 Méthodologie

Lorsqu'on cherche à évaluer l'impact économique des politiques publiques, le préalable qui consiste à donner une valeur économique à la mortalité est toujours délicat mais difficilement contournable. Il donne dès lors lieu à des formulations prudentes, dont la plus fréquente issue du monde anglo-saxon, est valeur d'une vie statistique, traduction de *value of a statistical life*. Nous lui préférons toutefois VED, rejoignant Desaignes et al. [13] sur le fait que « le concept est mieux accepté par le public s'il est présenté comme un consentement à payer pour éviter un décès prématuré anonyme, c'est à dire une VED » (notre traduction).

Historiquement, ce besoin de valorisation a longtemps reposé sur la méthode des pertes de production, improprement dite du capital humain [14]. Elle suppose que la valeur associée à la

vie d'un individu est égale aux pertes de productivité futures qu'entraîne ce décès, mesurées par la valeur des revenus futurs actualisés sur l'espérance de vie à l'âge du décès. Son seul avantage était sa facilité de mise en œuvre, mais ses inconvénients nombreux l'ont progressivement rendue obsolète : elle ignore les préférences individuelles, la valeur d'un individu est représentée uniquement par sa production mesurée par les revenus du travail et elle est très sensible au choix du taux d'actualisation (qui diminue la valeur des enfants et des jeunes adultes).

Puis, l'économiste eut recours à la méthode fondée sur les préférences révélées, qui repose sur des situations dans lesquelles les individus révèlent leurs préférences lors de choix de consommation impliquant un arbitrage entre un bien marchand et une variation de risque de décès [15]. Elle s'appuie sur des marchés sur lesquels le niveau du risque de décès représente une des caractéristiques qui motive la décision : marché du logement, des dépenses de protection, du travail. L'avantage de cette méthode est de reposer sur des choix réels observés résultant de décisions individuelles. Les inconvénients sont la difficulté d'isoler une réduction particulière de risque lorsque différents risques sont simultanément réduits (blessure, perte de biens, inconvénients liés à un emploi spécifique), ainsi que l'hypothèse d'une connaissance parfaite et complète des biens, des risques associés, de l'influence des attributs du risque sur la probabilité de décès, etc. De plus, l'échantillon peut être non représentatif de la population générale, en sous- ou surreprésentant certains groupes (travailleurs, propriétaires). Cette méthode est toujours utilisée pour évaluer la VED, en particulier par les diverses agences fédérales américaines.

La méthode fondée sur les préférences déclarées fut mobilisée à la même époque ([16]) et exploite des enquêtes auprès de la population, au cours desquelles le consentement à payer (CAP) pour diminuer la probabilité de décès est recueilli sur la base de scénarios hypothétiques. Une VED est alors directement calculée comme le rapport entre le CAP et la variation de risque correspondante. Cette méthode est facile à mettre en œuvre, permet une description très précise de l'arbitrage entre CAP et risque sanitaire en jeu et nécessite un cadre théorique moins complexe que celui nécessaire aux préférences révélées. Les principaux inconvénients sont les diverses sources de biais / d'erreurs (voir [17] pour une présentation exhaustive) qui peuvent ne pas toujours être contrôlés, et la fiabilité des valeurs obtenues (voir [18] pour une approche critique). Elle est de plus en plus utilisée dans l'évaluation de la mortalité, en particulier par les agences européennes.

2.2.2 Choix d'une VED

En France, l'évaluation des projets publics affectant la mortalité utilise une VED officielle régulièrement révisée, qui n'a cessé de croître depuis près de 60 ans [19], influençant la valeur retenue pour une évaluation monétaire des EQIS. D'abord fondée sur les pertes de production, la VED préconisée par la circulaire de la Direction des Routes de 1986 était de 0,27 million € (soit 0,42 million €₂₀₀₈) [11], puis de 0,55 million € (soit 0,8 million €₂₀₀₈) dans le rapport Boiteux I [20]. Le second rapport Boiteux [21], se fondant sur les méthodes de préférences déclarées, propose de distinguer la VED selon que le décès est évité lors d'un transport privé (1 million €₂₀₀₀) ou d'un transport public (1,5 millions €₂₀₀₀, i.e. 1,8 millions €₂₀₀₈) pour lequel le risque est subi et non choisi. Puis, ce rapport applique un coefficient de 0,35 pour tenir compte de la différence d'âge moyen et d'espérance de vie au décès lorsque la cause en est l'exposition à la pollution atmosphérique, ce qui le conduit à préconiser une VED de 0,53 million €₂₀₀₀, soit 0,64 million €₂₀₀₈.

Actuellement, le rapport Quinet [22], document le plus récent guidant l'évaluation socioéconomique des investissements publics, revient à une VED de référence unique, quel que soit le domaine d'application et le motif de décès. Elle s'établit à 3 millions €, fondée sur les travaux théoriques et empiriques conduits sous l'égide de l'OCDE et une méta analyse de 856 évaluations de la VED à travers le monde [23-25], issues de la méthode des préférences déclarées. Cette valeur a été depuis très favorablement accueillie et largement utilisée par les instances nationales et supranationales en charge de la valorisation en santé-environnement, en particulier par la Banque Mondiale ([26]) et l'OMS-OCDE ([27]) pour évaluer les effets sanitaires de la

pollution atmosphérique. Même si elle ne constitue pas une valeur tutélaire, cette valeur est reprise dans le cadre législatif et réglementaire français chargé de l'encadrement normatif de l'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport. Nous retenons donc 3 millions d'euros comme valeur centrale pour une VED.

2.2.3 Choix d'une VAV

Pour le choix d'une VAV, la littérature privilégie également la méthode des préférences déclarées et la mobilise de deux façons : par dérivation à partir d'une VED ou par estimation directe. Dans le premier cas, on considère que la VED est un flux de VAV actualisées sur la durée de vie espérée au décès [28, 29]. Dans le second cas, on interroge directement les individus sur leur CAP pour un accroissement de l'espérance de vie [13]. Les deux façons de dériver une VAV conduisant à des valeurs souvent substantiellement différentes, nous nous appuyons sur les deux pour éviter un choix subjectif. Pour la première, nous retenons logiquement la valeur proposée par le rapport Quinet [22], soit partant d'une VED de 3 millions, un taux d'actualisation de 2,5% par an et une espérance de vie moyenne de 40 ans (sur la base de l'âge moyen de la population), 115 000 €. Pour la seconde, nous choisissons une étude récente et complète issue du programme New Energy Externalities Developments for Sustainability et menée sur neuf pays européens dont la France [13]. Elle propose 43 500 €₂₀₀₈ pour l'Europe des 15 et la Suisse. Au final, la moyenne arithmétique arrondie de ces valeurs, soit 80 000 €, est choisie comme valeur centrale d'une VAV.

2.2.4 VED ou VAV ?

Le choix d'une expression monétaire fondée sur la VED ou la VAV divise souvent les économistes et repose sur plusieurs facteurs [30, 31].

D'abord, il convient de noter que la valorisation de la mortalité sous-jacente repose sur le même RR, qui permet d'exprimer le nombre de décès prématurés évités, le nombre d'années de vie gagnées (éventuellement par âge), mais également le gain moyen d'espérance de vie à un âge donné. Les trois derniers nécessitent le recours à des tables de survie de la population, desquelles est défalqué le RR de mortalité associé à une exposition de long terme à la pollution atmosphérique. Si le fondement épidémiologique est similaire, l'information véhiculée et son interprétation diffèrent pour le décideur public. Pour les décès, l'analyse est statique en comptabilisant les décès prématurés évités (i.e. survenant avant la date attendue), mais une analyse dynamique verrait évidemment l'ensemble d'une population décéder ... donc un flux futur supplémentaire de décès. Elle donne donc un aperçu général de l'importance du problème sanitaire. Pour les années de vie, l'approche comptabilise effectivement l'importance de la prématurité pour une population de structure donnée affectée par toutes les autres causes de décès, si bien que le volume des années de vie gagnées (quelle que soit son expression) permet une analyse plus fine, éventuellement par classe d'âge.

Ensuite, le consensus scientifique sur le choix d'une VAV est beaucoup moins solide que celui d'une VED, du fait de divergences méthodologiques [32, 33]. Doit-il être dérivé de façon indirecte d'une VED, ou être obtenu via les méthodes de préférences déclarées par des enquêtes spécifiques ? Chaque année de vie gagnée a-t-elle la même valeur pour un individu donné ? La VAV doit-elle dépendre de l'âge de l'individu ? Quel taux d'actualisation choisir ? Comment prendre la qualité des années de vie puisque l'identité des décès prématurés associés à la pollution de l'air n'est pas connue (à l'inverse de celle des décès par accident par exemple) ?

Au final, nous avons choisi d'éviter l'arbitraire d'un choix entre les impacts sanitaires exprimés en termes de décès prématurés et d'années de vie perdues en proposant une évaluation monétaire des deux.

2.3 Prise en compte des incertitudes

L'évaluation économique des effets de l'exposition à la pollution atmosphérique sur la santé doit rendre compte des incertitudes cumulées provenant principalement de l'exposition de la population (mesure des concentrations, puis modélisation de l'exposition initiale et de celle correspondant à chacun des scénarios de diminution), des données sanitaires (mesure du taux de mortalité), de la fonction concentration-risque ou du RR retenu et de leur transposabilité à la population considérée (dépendant du mode de vie, du climat ou de la nature des sources d'émissions) et du choix des valeurs économiques unitaires.

L'incertitude relative à l'exposition de la population repose principalement sur la comparaison des concentrations observées par le réseau de stations de mesure avec les valeurs modélisées, sur la base de deux indicateurs : leur écart et la variance de l'interpolation spatiale linéaire au niveau de la maille de la grille (dite variance de krigeage). La qualité des modélisations dépend notamment de celle des données d'entrée (inventaires des émissions, données d'occupation des sols ...), de la topographie de la zone étudiée, et de la disponibilité de données de mesures. L'incertitude associée au modèle n'est donc pas homogène spatialement et varie selon les communes. Même si le manque de données rend très difficile l'appréciation de la qualité de différents modèles sur un même territoire, et leur impact sur les résultats de l'EQIS, les comparaisons avec des modèles alternatifs et des données de mesures indiquent des différences possibles pouvant aller jusqu'à 40% dans l'estimation de la mortalité. [6].

Une partie de l'incertitude de nature épidémiologique est fournie par les EQIS via l'intervalle de confiance (IC95%) retenu autour de la valeur centrale du RR. Ce dernier résulte de régressions économétriques sur des couples de données représentant des niveaux d'exposition et les effets sanitaires observés, si bien que l'incertitude associée traduit la variabilité statistique spécifique à la relation entre l'exposition et l'effet sanitaire. Là encore, les RR étant calculés sur des populations plutôt urbaines que rurales, l'incertitude sera sans doute plus élevée pour ces dernières. Au final, il est néanmoins raisonnable de considérer que l'IC95% couvre l'ensemble des incertitudes liées à l'exposition et aux données sanitaires [6].

L'estimation des incertitudes économiques ne repose pas sur une procédure comparable, puisque la connaissance sous-jacente est plus subjective que scientifique, induisant une approche plus normative que positive. Elle adopte alors diverses techniques : l'utilisation de la valeur médiane et de la valeur moyenne comme intervalle, d'un facteur d'incertitude exprimé en pourcentage de la valeur centrale, d'une distribution de probabilité de type triangulaire (valeur minimum, centrale et maximum) ou construite sous hypothèse de normalité à partir d'un écart-type empirique ... [10,11]. Ces pratiques conduisent généralement à un facteur de l'ordre de +/- 33%. Nous l'appliquons strictement à la VED (soit un intervalle 2 - 4 millions €), et retenons pour la VAV, ses bornes inférieure et supérieure (soit 43 500 € – 115 000 €), qui conduisent à un facteur proche.

Au final, nous appliquerons aux estimations épidémiologiques les valeurs unitaires économiques (VED et VAV) en tenant compte de façon indépendante de leurs incertitudes respectives. Leur évaluation jointe intégrerait l'ensemble des sources (taux de mortalité, fonctions concentration-risque et valeurs économiques unitaires) dans une approche par simulations Monte Carlo, méthodologiquement préférable mais plus complexe [10, 34]. L'évaluation indépendante de l'incertitude que nous proposons ici semble toutefois donner une approximation correcte de l'évaluation jointe, une différence de moins de 20% étant trouvée entre les deux méthodes dans une étude comparable [35].

3. Résultats

Le Tableau I synthétise les résultats pour les 5 scénarios retenus et les deux mesures des effets sanitaires annuels de la pollution aux particules fines sur la mortalité, et présente le nombre de communes concernées dans chaque classe d'urbanisation (voir [36] pour le détail des évaluations

monétaires par classe d'urbanisation et pour chacune des douze régions françaises). Deux scénarios présentent un intérêt particulier. Celui dit « **sans pollution anthropique** » est intéressant pour estimer l'importance de la pollution atmosphérique en France et la comparer avec d'autres enjeux de santé publique, mais présente un moindre intérêt pour éclairer le décideur public sur les mesures à mettre en œuvre, puisqu'irréalisable sauf à supprimer la pollution transfrontalière et pratiquement toute activité anthropique. Il concerne toutes les communes (sauf les 5% communes rurales les moins polluées) et évalue le nombre de décès évitables à environ 48 300 et celui des années de vie gagnées à 952 000. Le scénario dit « **OMS** » est plus réaliste, peut être facilement comparé à de nombreuses études internationales qui retiennent également cette valeur guide de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et évalue respectivement les effets sanitaires à 17 700 décès évitables et 402 000 années de vies gagnées. Il concerne environ 50% des communes rurales et 90% des communes de plus de 100 000 habitants.

Le Tableau II exprime en termes monétaires les évaluations sanitaires, et l'on observe logiquement que les évaluations monétaires sont d'autant plus importantes que le scénario propose une diminution importante de la concentration en $\text{PM}_{2.5}$. Le scénario « sans pollution anthropique » conduit à une évaluation de 145 milliards €_{2008} / an pour les décès prématurés évités, et 76 milliards €_{2008} / an pour les années de vie gagnées, ces chiffres étant respectivement de 53 et 32 milliards €_{2008} pour le scénario « **OMS** ». Selon les scénarios et sur la base du choix des valeurs monétaires unitaires, l'approche en termes de décès prématurés évités conduit à une évaluation entre 1,4 et 2,5 fois supérieure à celle par années de vie gagnées. Les différences entre scénarios relèvent non seulement des différences de réduction des niveaux de pollution, mais également de différences dans la distribution d'âge de la population au sein des communes affectées par chacun des scénarios.

Il est difficile de comparer directement les évaluations monétaires obtenues avec celles disponibles dans la littérature, car elles dépendent de la méthodologie retenue (calcul des valeurs d'exposition, pollution intérieure ou ambiante), de la mesure des expositions (choix des indicateurs de pollution, facteur de conversion retenu), des choix épidémiologiques (du risque relatif, du scénario de référence) et des valeurs monétaires choisies. Landrigan et al. [1] évalue – pour les pays développés - l'ensemble des effets de la pollution de l'air à 3,52% du Produit Intérieur Brut (PIB) pour les pertes de bien-être et 0,044% pour les pertes de production, soit respectivement 70,4 et 0,88 milliards €_{2008} / an pour la France. La comparaison des résultats obtenus dans le scénario « **OMS** » exprimé en termes de décès (53 milliards €) avec ceux de trois études récentes évaluant l'impact du respect des normes OMS pour la France indique également un ordre de grandeur comparable. L'OCDE [27] évalue les décès prématurés en raison de la pollution particulaire en 2010 à environ 48 milliards € par an, la commission d'enquête du Sénat [37] évalue les effets sanitaires de l'ozone, des PM_{10} et des $\text{PM}_{2.5}$ entre 68 et 97 milliards € annuels dont 90% pour la mortalité, et la Banque Mondiale [26] obtient 52 milliards €_{2008} , dont plus de 95% pour l'exposition aux $\text{PM}_{2.5}$ dans l'air ambiant, le reste étant dû aux $\text{PM}_{2.5}$ dans l'air intérieur et à l'ozone.

4 Discussion

La discussion se structure autour de trois axes : les divergences des résultats entre les études monétaires, la notion de contexte dans le choix des valeurs monétaires et les conditions d'utilisation des résultats dans la décision publique.

4.1 Origine des divergences entre résultats

Afin d'identifier les sources de différence de façon plus détaillée, nos résultats peuvent être comparés à ceux de la précédente EQIS réalisée sur le même périmètre géographique en 1998-99 ([38, 39]) en retenant leur scénario commun : celui sans pollution anthropique. L'EQIS de 1999 évaluait à 31 692 décès prématurés et 28,53 milliards €_{1996} l'impact de la pollution anthropique alors que l'EQIS de 2016 l'évalue à 48 283 décès prématurés évités et 144,85 milliards €_{2008} , soit

un montant 5 fois plus élevé. Cette différence substantielle, alors que le niveau de pollution particulaire a diminué sur la période en France, nous amène à rechercher les facteurs l'expliquant (voir Tableau III).

Tout d'abord, les **facteurs purement mécaniques** indiquent que la population française métropolitaine a augmenté de 5,8% entre 1996 et 2008, passant de 58,26 à 61,65 millions d'habitants, et que l'inflation entre 1996 et 2008 a été de 22,17% [40].

Ensuite, les **connaissances épidémiologiques** de l'impact des PM_{2.5} sur la santé se sont améliorées. L'EQIS de 1999, en l'absence de RR français ou européen, utilisait un RR nord-américain 1,043 [IC95% : 1,026-1,061] pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM₁₀ [41]. Le RR choisi dans l'EQIS de 2016 est de 1,15 [IC95% : 1,05-1,25] pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM_{2.5}. Il repose sur la publication de nouvelles études de cohorte depuis 1999, françaises et européennes donc plus proche de la population d'étude. En appliquant le facteur de conversion PM₁₀=PM_{2.5}/0,6, fréquemment utilisé dans la littérature épidémiologique ([42]), le RR de 1,043 pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM₁₀ correspondrait à un RR de 1,072 pour une augmentation de 10 µg/m³ de PM_{2.5}. Ainsi, l'évolution des connaissances sur les RR entre 1999 et 2016 se traduit à elle seule par un doublement des estimations de la mortalité associée à la pollution de l'air. Notons que cet écart ne vient pas uniquement du choix d'un RR fondé sur les études européennes plutôt que nord-américaines, mais également d'améliorations méthodologiques comme la réduction des erreurs d'estimation de l'exposition dans les études de cohortes récentes [43, 44]. Une récente méta-analyse estime ainsi respectivement à 1,12 et 1,09 les RR en Europe et en Amérique du Nord [45], ces derniers ayant également été réévalués à la hausse.

La méthodologie utilisée est en outre différente. L'EQIS de 1999 se fondait sur une modélisation de l'exposition de la population aux PM₁₀ par classe de 5 µg/m³ au moyen d'une grille de 2 km x 2 km, et évaluait l'impact d'une diminution de la concentration du niveau observé à un niveau de référence fixé à 7,5 µg/m³ de PM₁₀ (soit 4,5 µg/m³ de PM_{2.5}). L'EQIS de 2016 se fonde sur une modélisation de l'exposition de la population aux PM_{2.5} avec la même type de grille, mais présente trois différences majeures : une amélioration des modèles de prévision avec l'intégration de sources d'informations complémentaires (mesures de polluants, données d'émissions ponctuelles et diffuses sur les axes routiers et les émissions biogéniques, utilisation de modèles spécifiques de transport, de dispersion, de chimie atmosphérique et géostatistiques), une prise en compte de la population au niveau communal (et non par tranche d'exposition de 5 µg/m³) et le choix d'un niveau de référence fondé sur les observations empiriques (percentile 5 des communes rurales les moins polluées, soit 4,9 µg/m³). L'impact des différences dans les choix méthodologiques - calcul direct via une grille de base vs. via une grille améliorée appliquée à la commune, évolution démographique au sein des communes, différences dans le périmètre de définition et dans l'évolution de la mortalité (toutes causes pour l'EQIS de 2016, hors causes violentes ou accidentelles pour l'EQIS de 1999) - est estimé à 0,953 [46].

Ensuite, **l'exposition moyenne** de la population aux PM_{2.5} telle que résultant des choix méthodologiques ci-dessus, traduit effectivement la baisse des concentrations particulières observée en France et évoquée en introduction: elle est de 23,5 µg/m³ de PM₁₀ (soit 14,1 µg/m³ de PM_{2.5}) pour l'EQIS de 1999 contre 11,88 µg/m³ de PM_{2.5} pour l'EQIS de 2016. Compte tenu des niveaux de référence légèrement différents, la variation moyenne de l'exposition de la population est de 9,60 µg/m³ de PM_{2.5} pour l'EQIS de 1999 contre 6,98 µg/m³ pour l'EQIS de 2016.

Enfin, **l'évolution des normes en matière d'évaluation** publique se traduit par l'évolution des recommandations et des pratiques dans le choix de la valeur de la VED : de 0,9 millions €₁₉₉₆ dans l'EQIS de 1999 (soit 1,1 million €₂₀₀₈) à 3 millions € dans l'EQIS de 2016, soit un facteur de 2,728. La dernière colonne du Tableau III montre clairement l'importance de l'évolution des connaissances sur les impacts sanitaires (majoritairement via les RR) et sur le choix des valeurs monétaires comme facteurs explicatifs des différences. Ainsi, il semble pertinent d'investir

prioritairement dans ces deux champs de recherche pour affiner les estimations futures.

4.2 Choix des valeurs monétaires

Le caractère crucial du choix des valeurs monétaires dans l'évaluation économique nous incite à réfléchir sur leur possible évolution. Les valeurs proposées pour la VED et la VAV dans [22], et dans la majorité des études internationales, ne prennent en compte aucun ajustement pour l'âge de décès, le type de risque ou la qualité de vie. Toutefois, la littérature a montré que la VED et la VAV obtenues par la méthode des préférences déclarées dépendaient du contexte dans lequel survenait le décès : les attributs du risque sous-jacent (le fait qu'il soit contrôlable ou non, familial, terrible, incertain, volontaire, catastrophique, injuste, immédiat [47]), le niveau de risque et les caractéristiques des victimes potentielles (âge, qualité de vie et état de santé au décès [15, 48-50]). Deux voies sont dès lors possibles.

D'abord, puisque le contexte du risque de mortalité sous-jacent est un facteur pertinent expliquant l'ampleur de ces valeurs, «l'évaluation précise nécessite l'utilisation de valeurs spécifiques à un scénario» (notre traduction, [31]). Idéalement, les évaluations de la VED et de la VAV devraient donc être spécifiques au contexte de la pollution atmosphérique, ce que la rareté des études portant sur le risque de décès associé ne permet pas pour l'instant de faire. On peut donc s'attendre à une diminution des valeurs monétaires utilisées pour valoriser la mortalité si les premiers travaux évaluant des VED contextuelles à la pollution atmosphérique devaient se confirmer [51, 52].

Ensuite, l'utilisation d'un indicateur prenant également en compte la qualité des années de vie gagnées (QALY, *Quality Adjusted Life Years*) constitue une seconde voie à explorer. Il est pertinent – et très utilisé – en économie de la santé pour évaluer l'impact de maladies invalidantes (dépression, diabète, asthme, cancer ...) ou d'interventions sanitaires portant sur des décès identifiés (nouvelle thérapie, campagne de vaccination ...). Dans le cas de la pollution de l'air, la connaissance de la qualité de vie au moment du décès devrait être approximée par celle des différentes causes de décès associées, principalement respiratoires (en particulier asthme et bronchite chronique) et cardiovasculaires. La façon dont les gains en QALY sont valorisés par les individus selon leur origine nécessitera une recherche particulière : les gains en survie uniquement, les gains en qualité de vie uniquement, ou les deux [53].

4.3 Utilisation des évaluations dans la décision publique

Les évaluations monétaires obtenues ici, et de façon générale la quasi-totalité des évaluations, reposent sur des approches dites contrefactuelles. Elles considèrent les effets sur la mortalité correspondant à deux niveaux de pollution atmosphérique (le niveau actuel et celui du scénario considéré) et se fondent sur la différence entre ces deux niveaux d'exposition, toutes choses égales par ailleurs. L'évaluation économique ne tient dès lors pas compte du délai nécessaire entre la réduction de l'exposition à la pollution atmosphérique et l'obtention de l'intégralité des bénéfices sanitaires attendus. En effet, la réduction de l'exposition ne sera en pratique ni immédiate, pas plus qu'elle ne produira instantanément l'ensemble des effets sanitaires associés en raison de leur caractère cumulatif. L'approche appropriée pour l'analyse économique devrait évaluer l'impact sur les flux de mortalité du passage progressif du niveau actuel de pollution atmosphérique à celui du scénario considéré jusqu'à sa situation d'équilibre, lorsque toute la population aura uniquement été exposée à ce niveau, et l'éventuelle dynamique démographique [54, 55]. Les évaluations contrefactuelles fournissent donc un ordre de grandeur de l'importance du problème de santé publique posé, mais ne peuvent être comparées directement aux coûts de mise en œuvre de politiques de réduction de la pollution atmosphérique, dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice par exemple. Pour cela, il faudrait estimer le délai nécessaire entre la diminution de l'exposition et la diminution des effets sanitaires qui lui sont associés, prendre en compte l'impact de l'actualisation pendant ce court délai, et calculer le facteur de correction nécessaire pour passer d'une approche contrefactuelle à une approche par flux. A titre d'illustration, se fondant sur les leçons épidémiologiques tirées de l'étude du tabagisme, un taux d'actualisation de 2,5%

par an (similaire à celui utilisé dans [22] et dans la section 2.2.3 pour dériver la VAV) et un délai de mise en œuvre de la politique de réduction de 10 ans, le facteur de correction serait d'environ 0,8 quand l'évaluation repose sur la VED, ou 0,65 quand elle repose sur la VAV (voir [56] pour une analyse détaillée).

5 Conclusion

Cette évaluation monétaire apporte un argument supplémentaire sur la nécessité de réduire l'exposition des populations à la pollution de l'air ambiant en France. Les façons de l'obtenir appellent à une réflexion sur les choix sociétaux actuels en matière d'aménagement du territoire et de mode de production. Les comportements individuels, notamment en matière de transport, sont tributaires de l'offre existante, donc des réglementations, mais ils sont également très sensibles à la tarification et à la fiscalité. Avec le processus continu de décentralisation et de transfert des compétences relatives au transport et au logement vers les collectivités territoriales, ces dernières devraient être amenées à prendre une part croissante dans la lutte contre la pollution atmosphérique. Des agglomérations s'engagent déjà au niveau mondial à agir sur les transports afin de lutter contre le dérèglement climatique, avec des répercussions positives possibles pour la qualité de l'air, et des villes françaises s'impliquent fortement dans des politiques de réduction de la pollution atmosphérique.

Notons pour finir que la mortalité associée aux PM_{2.5} a été évaluée à partir des CAP pour diminuer la probabilité de décès issus d'enquêtes, et représente des pertes de bien-être collectif, incluant des composantes non-marchandes non directement comparables à des indicateurs purement marchands (tels le PIB). La morbidité, non évaluée ici, est aussi susceptible d'avoir un impact important, en particulier du fait des affections chroniques respiratoires (asthme, broncho-pneumopathies obstructives chroniques) ou cardio-vasculaires, dont l'évaluation relève par contre essentiellement de la sphère marchande, donc affecte directement le fonctionnement du système de soins et le marché du travail.

6 Références

- [1] Landrigan P, Fuller R, Nereus JRA, et al. The Lancet Commission on pollution and health. *The Lancet* 2018;391(10119):462-512.
- [2] Harmon AC, Hebert VY, Cormier SA, et al. Particulate matter containing environmentally persistent free radicals induces AhR-dependent cytokine and reactive oxygen species production in human bronchial epithelial cells. *PloS one* 2018 ;13(10).
- [3] Araujo JA. Particulate air pollution, systemic oxidative stress, inflammation, and atherosclerosis. *Air Qual Atmo Health* 2011;4(1) :79-93.
- [4] Brook R, Rajagopalan S, Pope III CA, et al. Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: an update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 2010;121(21) :2331-2378.
- [5] CITEPA. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France métropolitaine. *Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique, format CEE-NU*. 2018:1-597.
- [6] Pascal M, de Crouy Chanel P, Corso M. et al. Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarios de réduction de la pollution atmosphérique. *Saint-Maurice : Santé publique France* 2016:1-158. <http://invs.santepubliquefrance.fr/Dossiers-thematiques/Environnement-et-sante/Air-et-sante/Publications>
- [7] Pascal M, de Crouy Chanel P, Wagner V, et al. The mortality impacts of fine particles in France. *Sci Total Environ* 2016;571:416-25.
- [8] ExternE (Holland MR, Forster D). *Externalities of Energy, ExternE Project - Report Number*

- 7, *Methodology: Update 1998*. Bruxelles: DGXII (Joule Programme). 1999.
- [9] New-Ext. *New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies, final report*. Bruxelles : European Commission DG Research, IER (Institute for Energy Economics and the Rational Use of Energy). 2004.
- [10] Cafe (Holland M, Hurley F, Hunt A et al.) *Methodology for the cost-benefit Analysis for CAFE: volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA. Report ED51014*. Oxon: AEA Technology Environment Report. 2005.
- [11] Aphekom (Chanel O). Guidelines on monetary cost calculations related to air pollution health impacts. Paris: *Deliverable D6*, 2011:1-45.
- [12] World Bank database. *World Development Indicators and Global Development Finance*, <http://databank.worldbank.org/ddp/home.do>, 2016.
- [13] Desaignes B, Ami D, Bartzak A, et al. Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY). *Ecol Indicators* 2011;11:902–10.
- [14] Woods E, Metzger C. *America's human wealth: the money value of a human life*. New-York: Kelly. 1927.
- [15] Smith R. The feasibility of an 'injury tax' approach to occupational safety. *Law Contemp Probl* 1974;38(Fall):730-44.
- [16] Acton J P. Evaluating public programs to save lives: The case of heart attacks. Santa Monica: *Rand report R-73-02*, 1973:1-136.
- [17] Mitchell R, Carson R. *Using survey to value public goods: The contingent valuation method*, Resources for the Future: John Hopkins University Press, 1989.
- [18] McFadden D, Train K. (Eds.) *Contingent valuation of environmental goods: A comprehensive critique*. Cheltenham UK: Edward Elgar Publishing, 2017.
- [19] Abraham C, Thédié J. Le prix d'une vie humaine dans les décisions économiques. *Rev Française Recherche Opérationnelle* 1960;(3e trimestre):157-167.
- [20] Boiteux M. *Transports : pour un meilleur choix des investissements*. Paris : Commissariat général du Plan, 1994.
- [21] Boiteux M. *Transports : choix des investissements et coût des nuisances*. Paris : Commissariat général du Plan, Paris, La Documentation française, 2001.
- [22] Quinet E. *L'évaluation socioéconomique des investissements publics - Rapport de la mission présidée par Emile Quinet*. Paris : Commissariat général à la stratégie et à la prospective. 2013:1-351.
- [23] Lindhjem H, Navrud S, Braathen N.-A. *Valuing lives saved from environmental, transport and health policies: A meta-analysis of stated preference studies* ENV/EPOC/WPNEP(2008)10/FINAL. Paris : OECD. 2010:1-60.
- [24] Lindhjem H, Navrud S, Braathen N-A, et al. Valuing mortality risk reductions from environmental, transport, and health policies: A global meta-analysis of stated preference studies. *Risk Anal* 2011;31(9):1381–407.
- [25] OCDE. *La valorisation du risque de mortalité dans les politiques de l'environnement, de la santé et des transports*. Paris : Éditions OCDE. 2012. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264169623-fr>
- [26] World Bank and Institute for Health Metrics and Evaluation. *The cost of air pollution: Strengthening the economic case for action*. Washington, DC: World Bank. 2016.
- [27] WHO – OECD. *Economic cost of the health impact of air pollution in Europe: Clean air, health and wealth*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe. 2015.
- [28] Viscusi K, Hakes J, Carlin A. Measure of mortality risks. *J Risk Uncert* 1997;14(3):213-33.
- [29] Leksell I, Rabl A. Air pollution and mortality: Quantification and valuation of years of life

- lost. *Risk Anal* 2001;21:843-57.
- [30] Rabl A. Interpretation of air pollution mortality: Number of deaths or years of life lost? *J Air Waste Manage Assoc* 2003;53:41–50.
- [31] Hammitt J. Valuing changes in mortality risk: lives saved versus life years saved. *Rev Env Econ Policy* 2007;1:228-40.
- [32] Dolan P, Metcalfe R, Munro V, et al. Valuing lives and life years: anomalies, implications, and an alternative. *Health Econ, Pol Law* 2008;3:277–300.
- [33] Mason H, Jones-Lee M., Donaldson C. Modeling the monetary value of a QALY: A new approach based on UK data. *Health Econ* 2009;18:933–950.
- [34] Ostro B, Tran H, Levy, J. The health benefits of reduced tropospheric ozone in California. *J Air Waste Manage Assoc* 2006;56(7):1007-1021.
- [35] Chanel O, Henschel S, Goodman P, et al. Health impacts and costs associated with the implementation of a EC regulation on SO₂ in 20 European cities of the Aphekom project. *Eur. J. Public Health* 2014;24(4):631–7.
- [36] Chanel O. *Evaluation économique des impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale*. Marseille : AMSE. 2017:1-54, https://www.amse-aixmarseille.fr/sites/default/files/actu/rapport_evaluation_economique_eqis_france_2016.pdf
- [37] Sénat. *Rapport de la commission d'enquête sur le coût économique et financier de la pollution de l'air*. Paris : Sénat Rapport n°610 Tome 1. 2015 :1-306.
- [38] Künzli N, Kaiser R, Medina S, et al. *Air pollution attributable cases – Technical report on epidemiology; technical report of the “Health costs due to road traffic-related air pollution – An impact assessment project of Austria, France and Switzerland*. Bern: Bureau for Transport Studies. 1999:1-76.
- [39] Sommer H, Künzli N, Seethaler R, et al. *Economic evaluation of health impacts due to road traffic-related air pollution*. Dans : *OECD-Report Ancillary Benefits and Costs of Greenhouse Gas Mitigation*, Paris: OCDE. 2000:451-79.
- [40] Insee, Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques. Indices des prix à la consommation - Ensemble des produits - Ensemble des ménages. 2017 : Série 001759970.
- [41] Dockery D, Pope A, Xu X, et al. An association between air pollution and mortality in six US cities. *N Engl J Med* 1993;329:1753–59.
- [42] Dockery DW, Pope A. Acute respiratory effects of particulate pollution. *Annu Rev Public Health* 1994;15:107-32.
- [43] Vodonos A, Awad YA, Schwartz J. The concentration-response between long-term PM_{2.5} exposure and mortality: A meta-regression approach. *Env Res* 2018;166:677-89.
- [44] Lelieveld J, Klingmüller K, Pozzer A, et al. Cardiovascular disease burden from ambient air pollution in Europe reassessed using novel hazard ratio functions. *Europ Heart J* 2019;40(20-21):1590-1596.
- [45] Pope CA, Coleman N, Pond ZA, et al. Fine particulate air pollution and human mortality: 25+ years of cohort studies. *Env Res* 2020;<https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108924>
- [46] Inserm- CépiDc. Données de mortalité, La base des causes médicales de décès. 2018 <http://cepidc-data.inserm.fr/inserm/html/index2.htm>.
- [47] Slovic P. Perception of risk. *Science* 1987;(236):280–285.
- [48] Chestnut L, De Civita P. *Economic valuation of mortality risk reduction*, Ottawa (ON): Government of Canada, Policy Research Initiative. 2009:1-69 http://publications.gc.ca/collections/collection_2009/policyresearch/PH4-51-2009E.pdf.
- [49] Rabl A, Spadaro J, Holland M. *How much is clean air worth? Calculating the benefits of pollution control*. Cambridge: Cambridge University Press. 2014:1-671.
- [50] Narain U, Sall C. *Methodology for valuing the health impacts of air pollution: Discussion of*

- challenges and proposed solutions*. Washington, DC: World Bank Group. 2016.
- [51] Chanel O, Luchini S. Monetary values for risk of death from air pollution exposure: A context-dependent scenario with a control for intra-familial altruism. *J Environ Econ Policy* 2014;3(1):67–91.
- [52] Vassanadumrongdee S, Matsuoka S. Risk perceptions and value of a statistical life for air pollution and traffic accidents: Evidence from Bangkok, Thailand. *J Risk Uncertain* 2005;30: 261–87.
- [53] Lancsar E, Gu Y, Gyrd-Hansen D, et al. The relative value of different QALY types, *J Health Econ* 2020;70:<https://doi.org/10.1016/j.jhealeco.2020.102303>
- [54] Miller B, Hurley F. Life table methods for quantitative impact assessments in chronic mortality. *J Epidem Comm Health* 2003;57:200–6.
- [55] Leksell I, Rabl, A. Air pollution and mortality: quantification and valuation of years of life lost. *Risk Anal* 2001;21:843-57.
- [56] Chanel O, Scapecchi P, Vergnaud J-C. How to correctly assess mortality benefits in public policies. *J Env Planning Manage* 2006;49(5):759-76.

Tableau I. EQIS France entière par scénario et méthode de mesure des effets sanitaires.

Scénarios	Communes par classe d'urbanisation				Décès évitables	Années de vies gagnées
	Rurales	2-20 000 hab.	20-100 000 hab.	+100 000 hab.		
« Sans pollution anthropique »	27 459 (94,66%)	3 847 (100%)	1 336 (100%)	2 028 (100%)	48 283 [17 527 - 74 426]	951 827 [329 277 - 1 534 634]
« Communes équivalentes les moins polluées »	27 586 (95,1%)	3 653 (94,96%)	1 274 (95,36%)	1 925 (94,92%)	34 517 [12 401 - 53 696]	648 823 [225 170- 1 042 258]
« OMS »	14 841 (51,16%)	2 355 (61,22%)	815 (61,00%)	1 823 (89,89%)	17 712 [6 339 - 27 647]	401 858 [139 470 - 645 434]
« Grenelle »	496 (1,40%)	155 (4,03%)	90 (6,74%)	652 (32,15%)	3 094 [1 095 - 4 881]	84 395 [29 371 - 135 147]
« Directive européenne »	0 (0%)	2 (0,05%)	10 (0,75%)	1 (0,05%)	11 [4 - 17]	159 [55-254]

Source : Données sanitaires fournies par Santé publique France [6]. Les chiffres entre parenthèses représentent la proportion de communes concernée par le scénario, et ceux entre crochets représentent les IC 95%.

Tableau II. Evaluations monétaires France entière par scénario et méthode de mesure des effets sanitaires.

Scénarios	Décès évitables			Années de vies gagnées		
	Evaluation monétaire (en milliards € ₂₀₀₈ / an)...			Evaluation monétaire (en milliards € ₂₀₀₈ / an)...		
	... inférieure	... centrale	... supérieure	... inférieure	... centrale	... supérieure
« Sans pollution anthropique »	97 [35 - 149]	145 [53 - 223]	193 [70 - 298]	41 [14 - 67]	76 [26 - 123]	109 [38 - 176]
« Communes équivalentes les moins polluées »	69 [25 - 107]	104 [37 - 161]	138 [50 - 215]	28 [10 - 45]	52 [18 - 83]	75 [26 - 120]
« OMS »	35 [13 - 55]	53 [19 - 83]	71 [25 - 111]	17 [6 - 28]	32 [11 - 52]	46 [16 - 74]
« Grenelle »	6 [2 - 10]	9 [3 - 15]	12 [4 - 20]	4 [1 - 6]	7 [2 - 11]	10 [3 - 16]
« Directive européenne »	.022 [.008 - .034]	.033 [.011 - .052]	.044 [.016 - .068]	.007 [.002 - .011]	.013 [.004 - .02]	.018 [.006 - .029]

Source : [36] sur la base de données sanitaires fournies par Santé publique France. Les chiffres entre crochets sont établis à partir des IC 95% des données sanitaires.

Tableau III. Contribution de différentes sources aux écarts entre les EQIS de 1999 et de 2016.

Sources	EQIS de 1999	EQIS de 2016	Impact sur l'évaluation
Sources mécaniques			
Population (millions)	58,26	61,65	1,058
Inflation (base 100 en 1996)	100	122,2	1,222
Sources épidémiologiques			
RR (pour 10 µg/m ³ de PM _{2.5})	1,072*	1,15	2,08
Sources méthodologiques (Impact estimé**)	-	-	0,953
Sources liées à l'exposition			
Niveau de référence (µg/m ³)	4,50*	4,90	-
Exposition moyenne (µg/m ³)	14,10*	11,88	-
Variation de l'exposition (µg/m ³)	9,60*	6,98	0,727
Source liée aux normes d'évaluation économique			
VED (millions € ₂₀₀₈)	1,1	3	2,728
Évaluation monétaire (milliards € / an)	28,53	144,85	5,08

Source : [36] sur la base de [38, 39] pour l'EQIS de 1999, et des données sanitaires fournies par Santé publique France pour l'EQIS de 2016 *Application d'un facteur de conversion de 0,6 pour le passage PM₁₀ à PM_{2.5}. ** Voir détails dans le texte.