

# Quantification de l'impact sanitaire des mesures de réduction de la pollution atmosphérique : apport de la littérature scientifique

## Health impact assessment of air quality improvement strategies: quantifying methods

Sabine Host<sup>1</sup>, Lucie Duchesne<sup>2</sup>

### Résumé

Les Évaluations Quantitatives d'Impact Sanitaire (EQIS) peuvent permettre de quantifier les bénéfices sanitaires d'actions de réduction de la pollution atmosphérique. Elles présentent notamment l'intérêt de pouvoir estimer l'impact futur de projets d'action ou d'actions en cours de mise en œuvre. Cet article décrit les résultats de 16 EQIS visant à améliorer la qualité de l'air ambiant, recensées dans la littérature scientifique jusqu'en 2015, et fournit une illustration de nombreux cas d'application de cette approche. L'analyse des éléments méthodologiques qui peuvent différer selon la nature de l'intervention, le contexte de l'évaluation et la disponibilité des données permet d'appuyer la réalisation d'EQIS d'intervention qui ont pour vocation d'accompagner les décisions. Les résultats de ces études, pour la plupart encourageants, confortent et encouragent les mesures mises en œuvre ou à mettre en œuvre.

### Mots-clés

évaluation quantitative d'impact sanitaire, intervention, pollution de l'air, synthèse bibliographique

### Abstract

*Health impact assessments (HIA) may help to quantify the benefits of air quality improvement measures. HIAs especially allow us to predict future impacts of measures in place or to be implemented. We reviewed scientific literature up to 2015 and found 16 HIAs of outdoor air pollution policies. This article gives an overview of assessment strategies which may differ according to the nature of the measures, the context of the assessment and the availability of data. This article aims at supporting implementation of such assessments. HIAs are decision making tools. They show mostly positive results which encourage implementation of measures.*

### Keywords

*quantitative health impact assessment, intervention, air pollution, accountability study, literature review*

(1) Observatoire régional de santé Ile-de-France

(2) Santé publique France

## 1. Introduction

Les « études d'intervention » analysent ou quantifient l'impact sur la santé de la mise en œuvre de toute action identifiée ayant pour effet de modifier la qualité de l'air.

Il existe deux grandes approches : les approches épidémiologiques et les Évaluations Quantitatives d'Impact Sanitaire (EQIS). Les premières permettent d'établir un éventuel lien entre diminution de la pollution atmosphérique et amélioration de la santé. Les EQIS utilisent des relations exposition-risque produites par d'autres études épidémiologiques pour quantifier (le plus souvent de manière prédictive) l'effet d'un changement d'exposition à la pollution sur la santé ; elles n'apportent pas de connaissances supplémentaires sur le lien entre pollution et santé.

Tout type d'intervention sur la qualité de l'air peut faire l'objet d'une EQIS. Tandis que dans certains cas, la réalisation d'une étude épidémiologique est impossible ou difficile à mettre en œuvre, l'EQIS apparaît alors comme l'option la plus adaptée. Particulièrement pertinente dans le cadre d'interventions projetées, les EQIS peuvent s'avérer utiles pour anticiper l'impact d'un projet futur et aider à en planifier le développement.

La réalisation d'EQIS peut s'inscrire aussi dans d'autres contextes comme, par exemple, dans le cadre d'estimations du poids global de la pollution de l'air telles que récemment réalisées par Santé Publique France (Pascal, de Crouy Chanel *et al.*, 2016). Une des approches consiste à estimer l'impact d'une baisse hypothétique de la pollution atmosphérique, toutes choses égales par ailleurs. Il est considéré dans ce cas une diminution subite des niveaux de polluants, alors qu'en réalité l'évolution des niveaux serait plus graduelle, de même que les bénéfices attendus. Dans ce contexte, l'impact estimé reflète le poids de la pollution atmosphérique dans la situation de référence. Il s'agit de comparer les bénéfices potentiels de différents scénarios fictifs d'amélioration de la qualité de l'air.

La démarche EQIS s'applique aussi dans le cadre de l'évaluation rétrospective de l'impact d'une intervention. Toutefois, au lieu de reposer sur des scénarios fictifs, l'évaluation va se baser sur les niveaux de pollution réellement observés. L'enjeu va consister à déterminer la contribution de l'intervention à l'évolution de ces niveaux.

Dans le cadre d'une évaluation prospective, on cherchera à estimer l'impact futur, à une échéance donnée, d'une intervention en cours ou en projet. Les résultats vont refléter le gain sanitaire attendu

au bout de quelques années si le niveau du polluant était ramené à la date de l'intervention à un certain seuil ou enregistrait un certain niveau de baisse. Cela implique, dans la mesure du possible, de considérer les évolutions démographiques, l'évolution de l'état de santé de la population et de l'espérance de vie en particulier, mais aussi l'évolution du poids des autres facteurs tels que le tabagisme, l'offre de soin...

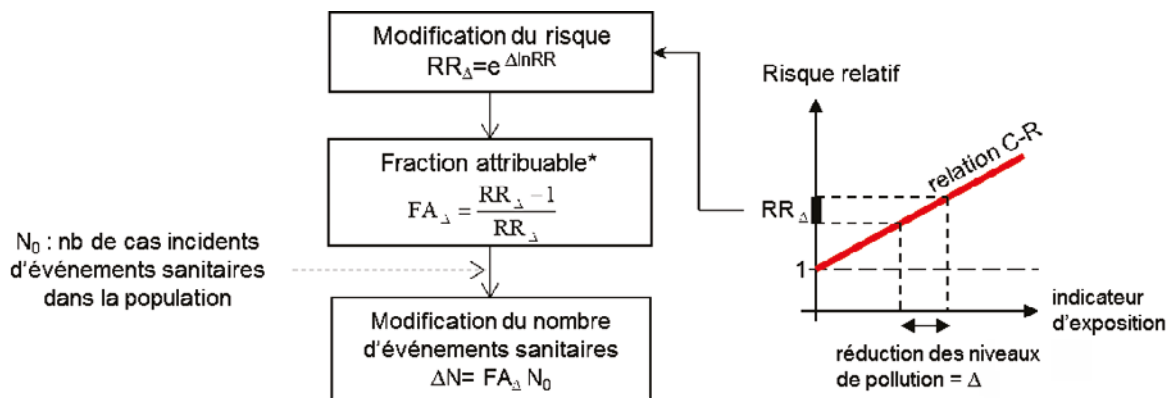
Cet article propose des éléments de méthode pour mener de telles évaluations. Les EQIS offrent la possibilité de quantifier les impacts de la mise en œuvre d'un programme effectif mais aussi de projets d'intervention. La réalisation d'EQIS, qu'elles soient prospectives ou rétrospectives, implique l'existence d'un lien causal entre l'exposition et l'effet sanitaire étudié. Elles s'appuient sur des relations Concentration-Réponse (C-R) issues d'études épidémiologiques, qui sont appliquées aux données sanitaires et environnementales collectées dans la zone concernée par l'intervention afin de calculer l'impact sanitaire (voir figure 1).

Ainsi, le choix des indicateurs sanitaires et d'exposition, la sélection des relations concentration-risque, de même que l'estimation des niveaux de polluants constituent des étapes fondamentales. Ces éléments sont détaillés dans une deuxième partie, après avoir présenté 16 exemples d'évaluations quantitatives d'impact sanitaire d'interventions visant à améliorer la qualité de l'air ambiant recensés dans la littérature scientifique<sup>1</sup> jusqu'en 2015. Il ne s'agit pas d'une revue exhaustive des études mais d'une sélection de travaux à vocation illustrative.

## 2. Impact sanitaire de mesures de réduction de la pollution : exemples de la littérature

Sur les 16 études identifiées, 4 ont été menées sur la base de variations constatées des niveaux de pollution atmosphérique et 12 sur la base de variations projetées de ces niveaux. Les études ont été classées en trois grandes familles d'interventions.

(1) Cet article reprend les travaux recensés dans le rapport de L. Duchesne et S. Medina : « Études d'interventions sur la qualité de l'air : quels effets sur la santé ? Revue de la littérature (1987-2015) », publié par Santé publique France en 2016. Sont présentées ici uniquement les études quantitatives d'impact sanitaire. La recherche bibliographique avait été menée sur Medline et le moteur de recherche Google, avec les mots clés suivants : air pollution, increase, decrease, decline, reduced, reduction, improved, beneficial effect, intervention, strike, low emission zone, olympic games, control measure, health benefit, emission control et improved air.



\*ici, 100% de la population soumise au  $\Delta$  d'exposition

Figure 1. Principe général de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire de réductions de la pollution atmosphérique.  
*Quantitative health impact assessment of air pollution improvement: general principles.*

## 2.1. Intervention sur le trafic routier : diminution du trafic (report modal), contrôle des émissions (carburants, motorisation)

### *Remplacement du Diesel fossile par du biodiesel, Autriche, 2007 (Hutter, Kundi et al. 2015)*

Ce travail examine l'impact de différents scénarios de remplacement des carburants Diesel classiques par du biodiesel. Sont distinguées les zones urbaines et non urbaines. Si 10 % du carburant utilisé était du biodiesel, les émissions de  $PM_{2.5}$  diminueraient de 5 % mais augmenteraient de 10 % pour le  $NO_2$ , respectivement de -10 % et +25 % pour une substitution totale. Les auteurs ont pris pour référence les données enregistrées par 37 stations de mesure situées en zones urbaines et rurales de trois régions autrichiennes. Les auteurs estiment que, concernant le scénario « 10 % de substitution », la hausse du  $NO_2$  serait responsable d'un accroissement de 17 décès toutes causes non traumatiques (à court terme) pour un million, et la baisse du niveau de  $PM_{2.5}$  d'une diminution de 5 décès (à long terme) pour un million. Étant donné la corrélation des deux polluants indicateurs, il apparaît difficile de conclure sur l'impact sanitaire global de cette mesure.

### *Réduction des taux de soufre dans les carburants pour bateaux, Turquie, 2013-2020 (Viana, Fann et al., 2015)*

Cette étude évalue les bénéfices sur l'air et la santé qui seraient observés si la mer de Marmara et les détroits turcs étaient devenus des « *Emission Control Areas* » en 2013 (obligation de carburants pauvres en soufre pour les bateaux de la zone). La moyenne des niveaux de  $SO_2$  et  $PM_{10}$  enregistrés par un réseau de stations de mesures sur 2013 constitue le niveau de

référence. L'évolution des niveaux est estimée grâce aux données d'inventaires d'émissions et de modèles de dispersion. Ainsi, en 2020, les niveaux de  $PM_{10}$  et de  $SO_2$  pourraient diminuer respectivement de 67 % et 96 %. Cette baisse pourrait éviter chaque année, de l'ordre de 12-14 % des hospitalisations liées à l'exposition au  $SO_2$ , et 10 % des décès.

### *Diminution du taux de soufre dans les carburants, Europe, années 1990 (Le Tertre, Henschel et al., 2013)*

Dans les années 1990, la commission européenne a mis en place des politiques de réduction des taux de soufre dans les carburants avec pour effet une baisse des moyennes annuelles des niveaux de  $SO_2$  mesurés atteignant 75 %. Une analyse des effets à court terme du  $SO_2$  sur les décès a été menée afin d'estimer une éventuelle modification du risque en lien avec cette mesure. À partir de cette relation, l'impact a été estimé. Les auteurs concluent qu'entre 1990 et 2007, la baisse des niveaux de  $SO_2$  a permis de reporter, chaque année, de l'ordre de 1 600 décès anticipés toutes causes, 130 décès pour cause de maladies respiratoires et 260 décès par maladies cardio-vasculaires dans 14 villes européennes (~28 millions d'habitants).

### *Remplacement fictif de 40 % des trajets en voiture par le vélo, Barcelone, 2009 (Rojas-Rueda, de Nazelle et al., 2012 ; Rojas-Rueda, de Nazelle et al., 2013)*

Les auteurs ont imaginé différents scénarios de remplacement des trajets faits en voiture par le vélo et les transports publics dans la métropole de Barcelone (~3,2 millions d'habitants). Les bénéfices

sanitaires, estimés pour un éventail d'indicateurs sanitaires [décès toutes causes, espérance de vie et morbidité (maladies respiratoires et cardio-vasculaires, prématurité, faible poids à la naissance...)], ont été évalués, d'une part, pour la population concernée par la modification de son mode de déplacement et, d'autre part, pour les habitants de la métropole. Pour les premiers, trois déterminants de santé étaient considérés (qualité de l'air, activité physique, accidentologie routière), pour les autres, uniquement la qualité de l'air. Les niveaux ambiants de  $PM_{2,5}$  ont été estimés *via* des modèles de dispersion, à partir des baisses d'émissions du trafic projetées. L'exposition lors des déplacements pour la population concernée a été estimée lors de campagnes de mesures individuelles.

Les résultats indiquent que les principaux bénéfices s'observent dans la population concernée par la modification de son mode de déplacement du fait d'une augmentation de l'activité physique. À titre d'exemple, pour un scénario de remplacement de 40 % des trajets *intra-muros*, le gain serait de 4,7 à 6,5 mois de gain d'espérance de vie dans cette population, contre 2 jours pour le reste des habitants de la métropole.

**Création de deux zones à faibles émissions à Rome, Italie, 2001 à 2005 (Cesaroni, Boogaard et al., 2012)**

Les auteurs ont quantifié l'impact sur la santé des baisses de niveaux de  $NO_2$  et  $PM_{10}$  dues à l'instauration de deux zones à faibles émissions (LEZ) à Rome. Les relations C-R utilisées sont issues d'une méta-analyse d'études de cohorte européennes et nord-américaines. Les données de pollution ont été obtenues par des modélisations. Les auteurs ont estimé qu'entre 2001 et 2005, l'exposition annuelle moyenne au  $NO_2$  à proximité des routes à fort trafic a baissé de 27 %, dont une part relativement modeste liée à la LEZ. La baisse de concentration de ces polluants a pour principale origine l'interdiction de circulation des véhicules les plus polluants selon les normes européennes. Toutefois, selon les scénarios, considérant l'ensemble de l'agglomération, la baisse liée à l'intervention est responsable, pour les personnes vivant à moins de 50 m d'une route à fort trafic, d'un gain moyen de 685 à 921 années de vie pour 100 000 habitants. Ces bénéfices concernent majoritairement les personnes vivant à l'intérieur même de la LEZ et sont plus marqués chez celles ayant un niveau socio-économique élevé, du fait de la distribution spatiale de ces populations.

**Report de 3 ans des mesures sur les compositions des carburants et sur les émissions des véhicules diesel (Cleaner diesel technologies), Brésil, 2009 (Andre, Veras et al., 2012)**

Au Brésil, l'implantation du *Cleaner Diesel Technologies* a été reportée de 2009 à 2012. Les auteurs ont évalué les effets de ce report sur les décès et les hospitalisations à l'échéance de 2040. Ils ont analysé la composition d'échantillons de  $PM_{2,5}$  afin de déterminer la contribution des transports dans ce type de pollution. En croisant ces données avec celles de l'inventaire des émissions, ils ont calculé l'évolution attendue des niveaux de  $PM_{2,5}$ . D'après les résultats de leur EQIS, sans le report de la mesure, en 2040, les émissions de  $PM_{2,5}$  auraient baissé de 75 %. Ainsi, le report de l'intervention engendrerait de l'ordre de 33 000 hospitalisations supplémentaires pour maladies cardio-vasculaires et respiratoires, et 14 000 décès dus à des troubles cardio-vasculaires et respiratoires.

**Programme d'inspection et de maintenance des véhicules Diesel et des motos, Thaïlande (Li, Crawford-Brown, 2011)**

Cette étude évalue de manière prospective l'impact de ce programme sur les effets à court terme de l'exposition aux  $PM_{10}$ . Les niveaux de référence sont estimés pour l'année 2000 grâce aux mesures de 17 stations réparties dans la métropole de Bangkok (12 millions d'habitants). Des pourcentages d'abattement d'émission ont été appliqués à ces niveaux de fond, considérés comme homogènes, afin d'estimer l'impact sur les niveaux ambiants. Les auteurs ont estimé que la mise en place de cette mesure permettrait d'éviter, uniquement pour les impacts à court terme, de l'ordre de 900 décès, 9 900 bronchiolites, 900 admissions pour problème respiratoire, 800 admissions pour problème cardio-vasculaire, 6 200 visites aux urgences et 38 000 crises d'asthme.

**Remplacements des trajets de moins de 7 km en voiture par le vélo, Nouvelle-Zélande, 2003-2006 (Lindsay, Macmillan et al., 2011)**

Dans cette étude, très similaire à l'étude de Rojas-Rueda et al., les auteurs ont estimé l'impact sanitaire lié au remplacement de 5 % des trajets de moins de 7 km en voiture par le vélo en Nouvelle-Zélande (~2,7 millions d'habitants), avec une approche intégrant les trois déterminants de santé précédemment utilisés (qualité de l'air, activité physique, accidentologie routière). Les évolutions des niveaux de  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$  ont été estimées à l'échelle de la commune, à partir des données d'émissions et de l'extrapolation des résultats d'une enquête nationale sur les déplacements. Ont été considérés les effets à long terme sur la mortalité et les arrêts de travail, ainsi que les effets à court terme sur les hospitalisations. Au total, chaque année, 6 décès seraient reportés grâce à la baisse de la pollution contre 116 grâce à l'augmentation de l'activité physique.

***Instauration d'un péage urbain à Stockholm, Suède, 2006 (Johansson, Burman et al., 2009)***

En 2006, la municipalité de Stockholm a mis en place un essai de péage urbain sur une zone du centre-ville d'approximativement 30 km<sup>2</sup>. Les frais de péage étaient plus élevés aux heures de pointe. Parallèlement, les transports publics ont été développés et renforcés. Johansson *et al.* ont estimé, à partir de l'analyse de la modification du trafic routier (mesurée et modélisée), des réductions d'émissions de 8,5 % pour les NOx, 13 % pour les PM<sub>10</sub>. L'exposition potentielle de la population aux NOx, retenus comme marqueurs des émissions dues au trafic routier, a été estimée à l'aide de modèles de dispersion. Il a été estimé que 27 décès prématurés seraient évités du fait de la baisse du niveau moyen de NOx de 0,23 µg/m<sup>3</sup>. Considérant un maintien de la mesure, cela représenterait 206 années de vie gagnée pour 100 000 habitants pour l'agglomération de Stockholm sur dix ans.

**2.2. Les interventions sur des sources multiples**

***Politiques de réduction des émissions des centrales électriques au charbon, États-Unis, 1995-2010 (Li et Gibson, 2014)***

Cette étude estime l'impact sanitaire des mesures prises, depuis 1995, pour réduire les émissions polluantes des centrales électriques au charbon dans l'État de Caroline du Nord. Les fonctions exposition-risque utilisées sont issues de deux méta-analyses de cohortes prospectives pour les PM<sub>2,5-sulfates</sub> et les PM<sub>2,5</sub> totales. Les mesures montrent qu'entre 2002 et 2012, les émissions annuelles de SO<sub>2</sub> ont baissé de 88,4 % et les concentrations de PM<sub>2,5-sulfates</sub> annuelles ont chuté de 60,1 %. Sur cette période, 63 % des décès toutes causes et 61 % des cancers du poumon attribuables à l'exposition aux PM<sub>2,5</sub> ont pu être évités grâce à ces mesures.

***Fermetures d'usines, réductions des émissions provenant de la combustion du charbon et désulfuration des carburants, Chine, 2003-2010 (Tang, Wang et al., 2014)***

Cette étude évalue l'impact de réglementations concernant les émissions provenant des sources fixes et mobiles mises en œuvre pour améliorer la qualité de l'air dans la province de Shanxi à partir de 2003. Il s'agit d'une analyse rétrospective qui porte sur la période de 2001 à 2010, durant laquelle les niveaux moyens annuels de PM<sub>10</sub> ont diminué de 55 %. Ces résultats proviennent des mesures de 8 stations réparties dans Taiyuan (~3,3 millions d'habitants). Ainsi, de l'ordre 141 000 visites en ambulatoire, 32 000 hospi-

talizations, 970 passages aux urgences, 960 cas de bronchites chroniques et 2 810 décès anticipés toutes causes ont pu être évités.

***Réductions des émissions des sources fixes et mobiles à Détroit, États-Unis, 2020 (Fann, Roman et al., 2011)***

Ce travail évalue de manière prospective, à l'horizon 2020, les impacts de deux stratégies de diminution des émissions à Détroit (USA). La première vise à abaisser autant que possible les niveaux de PM<sub>2,5</sub> et O<sub>3</sub> relevés par les stations qui dépassent actuellement les normes. La seconde, dite stratégie « multi-polluant basée sur le risque », a le même objectif mais oriente les actions en vue de maximiser les bénéfices sanitaires. Pour ce faire, elle prend en compte les différences de sensibilité de la population liées au niveau socio-économique et de sa répartition inégale au sein de l'agglomération pour agir là où l'impact sera le plus fort (densité importante de populations vulnérables). Cette dernière repose notamment sur une cartographie fine des émissions et niveaux de pollution, de la répartition de la population et des indicateurs de santé. Des projections à l'horizon 2020 sont appliquées à l'ensemble des données. Ainsi, chez les 30-99 ans de la ville de Détroit, avec le premier scénario, 71 décès seraient retardés et, chez les plus de 65 ans, 8 hospitalisations pour asthme seraient évitées, contre respectivement, pour le deuxième scénario, 130 décès et 16 hospitalisations, soit des bénéfices près de deux fois plus importants.

**2.3. Politiques transversales de réduction des émissions aux échelles nationale et mondiale**

***Mise en place théorique de l'ensemble des mesures technologiquement réalisables de réduction des émissions, Monde, Europe et Ile-de-France, 2010-2050 (Likhvar, Pascal et al., 2015)***

Ce travail évalue l'impact de l'implémentation de toutes les mesures de réduction des émissions polluantes techniquement réalisables à l'horizon 2030 et 2050. Ainsi, il a été estimé qu'entre 2010 et 2050, dans le monde, en Europe et en Ile-de-France, les concentrations de PM<sub>2,5</sub> annuelles pourraient diminuer respectivement de près de 50 % et 69 %. Pour les niveaux d'O<sub>3</sub>, sont estimées des baisses de 15 % dans le monde entier, entre 2010 et 2030, et de 13 % pour l'Ile-de-France en 2050. En 2030, 1,5 million de décès cardio-vasculaires prématurés pourraient être différés chaque année dans le monde. Grâce à la baisse du niveau de PM<sub>2,5</sub>, en 2050, la mortalité cardio-vasculaire annuelle baisserait de 8 % et 16 % respectivement en Europe et en Ile-de-France, et la mortalité respiratoire, respectivement de 0,3 % et 1,3 % grâce à la diminution des niveaux d'O<sub>3</sub>.



**Mesures mondiales de réduction des émissions de méthane et black carbon, Monde, 2005-2030 (Anenberg, Schwartz et al., 2012)**

Les auteurs étudient les impacts de la mise en œuvre de scénarios développés pour le programme des Nations Unies pour l'environnement et l'Organisation météorologique mondiale, relatifs à la mise en place de mesures restreignant les émissions de *black carbon* et de méthane dans le monde. La baisse de ces émissions polluantes pourrait entraîner, entre 2005 et 2030, une baisse annuelle de 0,22 à 0,27  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  des concentrations de  $\text{PM}_{2,5}$ , et de 3,92 à 5,66  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  des niveaux d' $\text{O}_3$ . Entre 2005 et 2030, jusqu'à 2,42 millions de décès et 20,5 millions d'années de vie perdues en liaison aux  $\text{PM}_{2,5}$ , et jusqu'à 0,3 million de décès et 2,81 millions d'années de vie perdues en liaison à l' $\text{O}_3$  pourraient être évités.

**Politique nationale d'abaissement des valeurs standards de  $[\text{O}_3]$ , États-Unis, 2008 (Berman, Fann et al., 2012)**

En 2008, la concentration moyenne maximale acceptable d' $\text{O}_3$  sur une période de 8 h était fixée à 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'étude montre que le respect de cette norme pourrait engendrer une baisse de 1,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  du niveau d' $\text{O}_3$ . Si cette norme était fixée à 120  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et respectée, entre 1 410 et 2 480 décès prématurés, 3 millions de symptômes respiratoires aigus et 1 million de jours d'école perdus pourraient être évités chaque année. Les données de pollution de référence sont des mesures faites par plusieurs stations sur la période de 2005 à 2007 (du 1<sup>er</sup> mai au 30 septembre).

**Mesures de réduction de la pollution de l'air, Espagne, 2004-2011 (Boldo, Linares et al., 2011)**

Ce travail examine les effets de l'instauration de politiques d'amélioration de la qualité de l'air sur les niveaux de  $\text{PM}_{2,5}$  et la mortalité. Un modèle tenant compte de la baisse des émissions a été utilisé pour définir l'évolution des concentrations en  $\text{PM}_{2,5}$  avec une résolution spatiale de  $18 \times 18 \text{ km}^2$ . L'étude montre que la baisse du niveau de  $\text{PM}_{2,5}$  ne serait pas homogène sur tout le territoire avec des baisses plus importantes autour des grandes agglomérations. Pour une baisse annuelle moyenne de 0,7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , chaque année, 1 720 décès toutes causes confondues chez les 30 ans et plus, et 1 450 décès chez les 25-74 ans seraient évités.

Ces exemples illustrent la diversité des situations évaluables. Ces quantifications sont issues d'une chaîne de calcul impliquant de nombreuses données, environnementales, de population, sanitaires et reposant sur un certain nombre de choix. Ces éléments de méthode sont décrits plus en détail ci-après.

**3. Quantification de l'impact sanitaire des mesures de réduction de la pollution de l'air ambiant : éléments de méthode****3.1. Sélection des relations exposition-risque**

Le choix des relations C-R est guidé par différents critères. Il faut notamment veiller à ce que les populations de l'étude épidémiologique d'origine et celles où l'EQIS va être réalisée soient les plus comparables possible. En effet, de nombreux facteurs sont susceptibles de modifier la relation entre le niveau de l'indicateur de pollution et l'effet sanitaire : caractéristiques de la population (sensibilité, modes de vie, accès aux soins...), sources d'émission, méthode de caractérisation de l'exposition... Ainsi, les relations C-R doivent être choisies pour des populations et des niveaux de concentration comparables à ceux observés dans la zone d'étude, et avec des méthodes de mesure comparables.

De plus, une attention particulière doit être portée au choix de cette relation lorsque l'intervention étudiée est susceptible, en plus de diminuer les concentrations, de modifier la composition de la pollution atmosphérique et/ou d'agir sur une catégorie de polluants particulière (voir ci-après).

**3.2. Choix des indicateurs de pollution**

Les EQIS n'autorisent que l'étude de polluants pour lesquels un lien de causalité entre l'exposition et la survenue d'un événement sanitaire a été établi. Toutefois, alors que, jusqu'encore récemment, le guide des évaluations d'impact sanitaire de l'InVS (Ung, Pascal et al., 2013) préconisait l'utilisation des indicateurs PM et  $\text{O}_3$ , l'OMS recommande également l'utilisation de l'indicateur  $\text{NO}_2$ , considéré comme un bon proxy des émissions liées aux combustions.

Le choix des indicateurs de pollution doit être guidé par la nature du changement qui a été opéré par l'intervention. Dans cette revue, rares sont les études qui n'ont pas pris en considération les niveaux de PM ( $\text{PM}_{2,5}$  ou  $\text{PM}_{10}$ ). Les PM constituent un bon traceur de la pollution d'origine anthropique car elles reflètent les émissions issues des différents processus de combustion, même si pour partie elles sont d'origine secondaire. En France, les  $\text{PM}_{2,5}$  et  $\text{PM}_{10}$  sont des polluants réglementés et systématiquement surveillés. Par conséquent, les données concernant leurs niveaux de concentration dans l'air ont l'avantage d'être facilement disponibles. D'autres polluants tels que le  $\text{NO}_2$ , le  $\text{SO}_2$  et l' $\text{O}_3$  ont été également utilisés dans les études de cette revue.

Le travail mené par Hutter *et al.* sur l'évaluation de l'impact de la substitution du diesel par du biodiesel en Autriche illustre la difficulté du choix de l'indicateur. En effet, cette mesure affecterait négativement les niveaux de NO<sub>2</sub>, alors qu'elle améliorerait, dans une moindre mesure, les niveaux de PM<sub>2,5</sub> (Hutter, Kundi *et al.*, 2015). Ainsi, il reste difficile d'interpréter les estimations d'impact produites.

Le choix de l'indicateur n'est pas figé, la réflexion doit se poursuivre en tenant compte de l'évolution des connaissances des effets sanitaires, notamment liée à la composition des particules. Ainsi, certains auteurs recommandent, pour les études d'intervention sur le transport routier, l'utilisation de l'indicateur *Black Carbon* (BC), soit carbone suie, dont la surveillance se développe en France, sans toutefois être réglementée. En effet, en tant que traceur de combustion, il constitue un excellent indicateur de la pollution émanant du trafic (Invernizzi, Ruprecht *et al.*, 2011 ; Janssen, Gerlofs-Nijland *et al.*, 2012). Toutefois, à l'heure actuelle, peu de données épidémiologiques sont encore disponibles.

### 3.3. Méthodes d'estimation de l'exposition

Dans le cadre d'EQIS prospectives, les méthodes d'estimations des niveaux projetés sont nécessairement basées sur des modélisations. Plusieurs travaux de cette revue mentionnent des modèles de dispersion qui utilisent notamment des données d'émission. Ces modèles peuvent être déclinés à différentes échelles. La résolution spatiale nécessite d'être d'autant plus fine que l'influence de l'intervention est localisée.

Dans le cas des EQIS rétrospectives, l'estimation de l'exposition peut reposer sur les données de mesure des stations (valeurs moyennes, ou bien valeur de la station la plus proche). L'hypothèse est généralement faite d'une exposition homogène de la population. Ainsi, afin de tenir compte de l'hétérogénéité éventuelle des expositions, Li et Crawford proposent, dans une analyse de sensibilité, d'assigner un niveau d'exposition 2,5 fois plus élevé à 20 % de la population d'étude considérée proche des sources d'émission (Li, Crawford-Brown, 2011).

### 3.4. Choix des indicateurs de santé et expression des résultats

Le choix des indicateurs de santé dépend des études épidémiologiques disponibles, ce qui conditionne la sélection des relations C-R. Il doit aussi tenir compte de la disponibilité des données de prévalence des pathologies pour la population étudiée. Dans cette revue, les effets sanitaires sont exprimés en termes de mortalité toutes causes ou pour causes respiratoires et cardio-vasculaires, ainsi qu'en termes

de morbidité : incidence de maladies respiratoires et cardio-vasculaires, incidence de cancers, nombre de naissances prématurées ou de faibles poids à la naissance, nombre de jours d'arrêt de travail, recours au soin (admissions à l'hôpital, recours aux urgences...).

Ces manifestations peuvent intervenir à court ou à long terme. En effet, la pollution atmosphérique est responsable d'exacerbations de pathologies chroniques, qui se traduisent par la survenue de symptômes entraînant un recours aux soins, par exemple, ou bien un décès. Dans ce cas, une exposition à la pollution atmosphérique constitue le déclencheur, il s'agit d'une conséquence à court terme. Ces manifestations font suite à des mécanismes physiopathologiques complexes, processus progressifs de genèse de la pathologie. Du fait d'une exposition chronique, la pollution atmosphérique a une part de responsabilité dans la survenue de ces pathologies, il s'agit d'effets à long terme.

La relation C-R exprime l'un ou l'autre risque. Ainsi, les impacts à court et à long terme peuvent être quantifiés. Ces impacts ne peuvent pas être directement sommés en raison d'un risque de double comptage. En revanche, s'agissant des manifestations à court terme, Perez *et al.* proposent une approche intégrée (Perez, Declercq *et al.*, 2013 ; Chanel, Perez *et al.*, 2015). Cette approche, schématisée par la figure 2, consiste à quantifier non seulement le nombre d'événements déclenchés par l'exposition à court terme à la pollution atmosphérique mais également les événements liés à une pathologie chronique, elle-même induite par l'exposition chronique à la pollution atmosphérique, même s'ils ne sont pas déclenchés par la pollution atmosphérique.

Cette méthode a été appliquée à dix grandes agglomérations européennes (Perez, Declercq *et al.*, 2013) ainsi qu'à Paris (Host, Chatignoux *et al.*, 2012), dans le cadre d'EQIS contrefactuelles, basées sur des scénarios fictifs, mais pas dans le cadre d'étude d'intervention, or elle paraît tout à fait adaptée.

Certains auteurs expriment le résultat à l'aide de l'indicateur synthétique, DALY (*Disability Adjusted Life Years*), littéralement années de vie ajustées sur l'incapacité (Rojas-Rueda, De Nazelle *et al.*, 2013 ; Tang, Wang *et al.*, 2014). La notion d'incapacité traduit une dégradation de l'état de santé plus ou moins importante, quantifiée par le coefficient d'incapacité propre à chaque indicateur sanitaire. Il peut varier sur une échelle allant de 0 (état de santé non dégradé) à 1 (décès) et est issu généralement d'avis d'experts. L'utilisation des DALYs présente l'avantage de pouvoir sommer les impacts et offre ainsi une base commune de comparaison, mais le résultat est moins appréhendable.

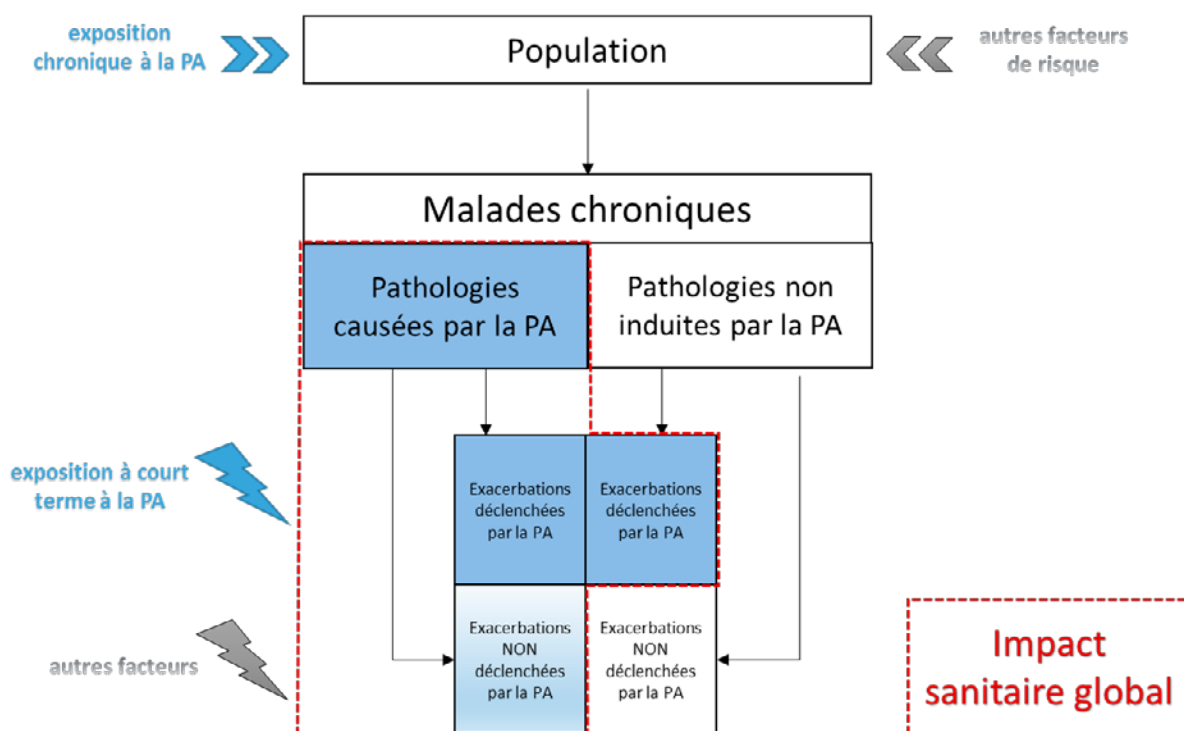


Figure 2. Impact sanitaire dû à la pollution de l'air en admettant sa responsabilité dans la survenue de pathologies chroniques et l'exacerbation des symptômes (d'après Chanel *et al.* 2015).

*The burden of disease attributable to air pollution assuming a causal role of air pollution in both disease onset and exacerbation.*

Enfin, les impacts sanitaires peuvent être traduits en impacts économiques et permettre des analyses coûts-bénéfices (Chanel, Perez *et al.*, 2015).

### 3.5. Impact moyen ou distribué

L'impact peut être estimé au sein de la population générale ou bien il peut être distribué selon différentes catégories, afin notamment de tenir compte de la vulnérabilité de certaines populations. Dans ce cas, des relations concentration-réponse spécifiques de ces populations peuvent être utilisées. De telles évaluations ont été menées par plusieurs auteurs de cette revue (Fann, Roman *et al.*, 2011 ; Cesaroni, Boogaard *et al.*, 2012). Cette approche apporte des éléments complémentaires d'évaluation utiles pour le décideur en vue de minimiser les inégalités de santé, d'autant plus que l'impact, du fait de niveaux de risques plus élevés, est susceptible d'être plus marqué pour les populations les plus vulnérables. Fann *et al.* montrent que les bénéfices des politiques de réduction des émissions polluantes peuvent être maximisés en prenant en compte ces considérations (Fann, Roman *et al.*, 2011).

### 3.6. Sources d'incertitudes et interprétation des résultats

Ces calculs d'impact sanitaire sont basés sur un certain nombre d'hypothèses, et les résultats produits fournissent avant tout des ordres de grandeur. Ils comportent bien évidemment une part d'incertitudes, d'autant plus que de nombreux paramètres de l'intervention ne sont pas maîtrisés.

Dans le cas des interventions visant à agir sur la qualité de l'air, il faut garder en tête qu'elles ne sont pas nécessairement les seules responsables de son éventuelle amélioration. Par exemple, les conditions météorologiques peuvent jouer un rôle majeur dans l'évolution des niveaux de pollution à court terme. Dans le cadre d'une EQIS, le bénéfice estimé correspond au bénéfice de l'amélioration des niveaux de polluants, qui n'est pas nécessairement attribuable en totalité à l'intervention. Lorsqu'il s'agit d'EQIS prospective, l'estimation de l'évolution des niveaux peut fixer certains paramètres afin de ne tenir compte que de l'intervention.

Qu'il s'agisse de données de pollution ou de santé, il faut considérer les tendances temporelles dans l'analyse et l'interprétation des résultats. Cela implique de disposer impérativement de données avant l'intervention.



Il est également important de prendre en compte les tendances temporelles des facteurs susceptibles d'avoir une incidence sur les résultats, tels que les changements démographiques, socio-économiques, comportementaux et d'accès aux soins.

Les effets indirects des interventions ne sont pas toujours pris en considération ou discutés dans les études. Certaines interventions de type « restriction du trafic routier » peuvent avoir d'autres effets bénéfiques, comme, par exemple, diminuer l'exposition au bruit de la population. Or la variable « exposition au bruit » n'a jamais été prise en compte en tant que variable d'ajustement dans les études de cette revue bibliographique. Il a pourtant été montré que l'exposition au bruit des transports augmente le risque de cardiopathie ischémique (WHO, 2011). Aussi, lorsqu'une intervention réduisant le trafic entraîne une augmentation de l'activité physique des individus, il est nécessaire de prendre en considération les bienfaits de cette activité sur leur santé. Cela a été fait dans le cadre de deux études de cette revue (Lindsay, Macmillan *et al.*, 2011 ; Rojas-Rueda, De Nazelle *et al.*, 2013) qui montrent un bénéfice prépondérant lié à l'augmentation de l'activité physique. Ces effets indirects peuvent donc avoir un impact non négligeable sur les résultats, tout aussi important que celui de la réduction des émissions polluantes, sinon plus. Dans le même

ordre d'idée, une intervention sur la pollution de l'air peut déplacer le problème ou bien en créer dans d'autres registres (social, économique...).

#### 4. Conclusion

Cet article décrit des résultats d'études et fournit ainsi une illustration des nombreux cas d'application de cette approche. Si toutes ces études appliquent le principe unique de l'EQIS, elles offrent à chaque étape des stratégies différentes qui sont fonction de la nature de l'intervention, du contexte de l'évaluation et de la disponibilité des données. L'analyse de ces éléments méthodologiques permet d'appuyer la réalisation d'EQIS d'intervention.

Les EQIS ont pour vocation d'accompagner les décisions. Dans les études analysées, l'évaluation des interventions montre des impacts positifs sur la santé (pour la majorité) des mesures de réduction, mais ces impacts ne sont pas toujours immédiats, et il convient d'en prendre conscience. Ces résultats confortent et encouragent les mesures mises en œuvre ou à mettre en œuvre en tenant compte des coûts/bénéfices éventuels.

#### Références bibliographiques

Andre PA, Veras MM, Miraglia SG *et al.*, 2012 : Lean diesel technology and human health: a case study in six Brazilian metropolitan regions, *Clinics (Sao Paulo)*, 67(6), 639-646.

Anenberg, SC, Schwartz J, Shindell D *et al.*, 2012 : Global air quality and health co-benefits of mitigating near-term climate change through methane and black carbon emission controls, *Environ Health Perspect*, 120(6), 831-839.

Berman JD, Fann N, Hollingsworth JW *et al.*, 2012 : Health benefits from large-scale ozone reduction in the United States, *Environ Health Perspect*, 120(10), 1404-1410.

Boldo E, Linares C, Lumbreras J *et al.*, 2011 : Health impact assessment of a reduction in ambient PM(2.5) levels in Spain, *Environ Int*, 37(2), 342-348.

Cesaroni G, Boogaard H, Jonkers S *et al.*, 2012 : Health benefits of traffic-related air pollution reduction in different socioeconomic groups: the effect of low-emission zoning in Rome, *Occup Environ Med*, 69(2), 133-139.

Chanel O, Perez L, Künzli N *et al.*, 2015 : The hidden economic burden of air pollution-related morbidity: evidence from the APHEKOM project, *Eur J Health Econ*.

Duchesne L, Medina S, 2016 : Études d'interventions sur la qualité de l'air : quels effets sur la santé ? Revue de littérature (1987-2015), France, Santé publique France, 43 p.

Fann N, Roman HA, Fulcher CM *et al.*, 2011 : Maximizing Health Benefits and Minimizing Inequality: Incorporating Local-Scale Data in the Design and Evaluation of Air Quality Policies. *Risk Analysis*, 31(6), 908-922.

Host S, Chatignoux E, Saunal A, 2012 : Impacts sanitaires de la pollution atmosphérique urbaine et des expositions à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne. Observatoire régional de santé Ile-de-France Paris, 16 p.

Hutter HP, Kundi M, Moshammer H *et al.*, 2015 : Replacing fossil diesel by biodiesel fuel : expected impact on health. *Archives of Environmental & Occupational Health*, 70(1), 4-9.

Invernizzi G, Ruprecht A, Mazza R *et al.*, 2011. Measurement of black carbon concentration as an indicator of air quality benefits of traffic restriction policies within the ecopass zone in Milan, Italy, *Atmospheric Environment*, 45(21), 3522-3527.

Janssen N, Gerlofs-Nijland M, Lanki T *et al.*, 2012 : Health Effects of Black Carbon, Copenhagen, World Health Organization.

Johansson C, Burman L, Forsberg B, 2009 : The effects of congestions tax on air quality and health. *Atmospheric Environment*, 43(31), 4843-4854.

Le Tertre A, Henschel S, Atkinson R *et al.*, 2013 : Impact of legislative changes to reduce the sulphur content in fuels in Europe on daily mortality in 20 European cities: an analysis of data from the Aphekom project, *Air Quality, Atmosphere & Health*, 6(4).

Li Y, Crawford-Brown DJ, 2011 : Assessing the co-benefits of greenhouse gas reduction: health benefits of particulate matter related inspection and maintenance programs in Bangkok, Thailand. *Sci Total Environ*, 409(10), 1774-1785.

Li YR, Gibson JM, 2014 : Health and air quality benefits of policies to reduce coal-fired power plant emissions: a case study in North Carolina. *Environmental Science & Technology*, 48(17), 10019-10027.

Likhvar VN, Pascal M, Markakis K *et al.*, 2015 : A multi-scale health impact assessment of air pollution over the 21st century. *Sci Total Environ*, 514, 439-449.

Lindsay G, Macmillan A, Woodward A, 2011 : Moving urban trips from cars to bicycles: impact on health and emissions. *Aust N Z J Public Health*, 35(1), 54-60.

Pascal M, de Crouy Chanel P, Wagner V *et al.*, 2016 : The mortality impacts of fine particles in France. *Sci Total Environ*.

Perez L, Declercq C, Iñiguez C *et al.*, 2013 : Chronic burden of near-roadway traffic pollution in 10 European cities (APHEKOM network). *Eur Respir J*.

Rojas-Rueda D, De Nazelle A, Teixido O *et al.*, 2012 : Replacing car trips by increasing bike and public transport in the greater Barcelona metropolitan area: a health impact assessment study. *Environ Int*, 49, 100-109.

Rojas-Rueda D, De Nazelle A, Teixido O *et al.*, 2013 : Health impact assessment of increasing public transport and cycling use in Barcelona: a morbidity and burden of disease approach. *Preventive Medicine*, 57(5), 573-579.

Tang D, Wang C, Nie J *et al.*, 2014 : Health benefits of improving air quality in Taiyuan, China. *Environ Int*, 73, 235-242.

Ung A, Pascal M, Corso M *et al.*, 2013 : Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine ? Guide méthodologique, Saint-Maurice, Institut de Veille Sanitaire, 47 p.

Viana M, Fann N, Tobias A *et al.*, 2015 : Environmental and Health Benefits from Designating the Marmara Sea and the Turkish Straits as an Emission Control Area (ECA). *Environ Sci Technol*, 49(6), 3304-3313.

WHO, 2011 : Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe, Copenhagen, World Health Organization, 106 p.