

30 mars 2016

## Note sur l'avancement des travaux de mise en œuvre du modèle ARP-France

Depuis 2012 l'INERIS met en œuvre le modèle d'analyse des effets sanitaires de la pollution de l'air Alpha-RiskPoll-France (ARP-FR). Ces travaux sont menés en collaboration avec le consultant anglais Michael Holland (EMRC) qui conduit les analyses sur les impacts sanitaires et environnementaux pour la Commission européenne. L'outil est donc cohérent avec le modèle utilisé pour les évaluations menées dans le cadre de la Directive NEC et du Protocole de Göteborg, mais adapté aux spécificités françaises. La version d'ARP-FR initialement mise en œuvre se basait sur la méthodologie d'évaluation des impacts sanitaires utilisée dans le programme CAFE<sup>1</sup> de l'Europe. En 2014 et 2015 une mise à jour a été développée et successivement améliorée pour tenir compte de la méthode plus récente validée par l'OMS/Europe sur la base de l'étude internationale HRAPIE (WHO, 2013a).

Cette note est structurée comme suit.

Pour une lecture rapide, le chapitre 1 résume les principales caractéristiques du modèle, les analyses auxquelles il est adapté ainsi que celles pour lesquelles il a été utilisé récemment. Le chapitre 2 explique comment le modèle ARP interagit avec les autres modèles développés et mis en œuvre à l'INERIS dans les analyses d'impact.

Le chapitre 3 présente de façon détaillée la méthodologie d'ARP-FR correspondant à la mise à jour du modèle en 2015. Le chapitre 4 conclut et propose des perspectives.

---

<sup>1</sup> <http://ec.europa.eu/environment/archives/cafe/>

# 1 RESUME DES FONCTIONNALITES DU MODELE ARP-FR

Le modèle ARP-FR quantifie puis monétarise les effets sur la santé de la pollution atmosphérique dus à l'exposition de la population aux concentrations des particules fines (PM<sub>2.5</sub>), de l'ozone (O<sub>3</sub>) et du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>). Les effets sanitaires pris en compte sont indiqués dans le Tableau 1. L'effet de la mortalité peut être calculé soit en termes d'années de vie perdues<sup>2</sup>, soit en termes de morts prématurées<sup>3</sup>.

Tableau 1 : Effets sanitaires évalués dans ARP-FR

Indicateurs d'effets sanitaires	Polluants	Unité
Mortalité aigue (tous âges)	O <sub>3</sub>	années de vie perdues
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (>64)		cas
Admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires (>64)		cas
Journées d'activité restreinte mineure (tous âges)		jours
Mortalité chronique (tous âges)		années de vie perdues
Mortalité chronique (30 ans et +)		morts prématurées
Mortalité chronique (tous âges)	PM	années de vie perdues
Mortalité chronique (30 ans et +)		morts prématurées
Mortalité infantile (0-1 an)		morts prématurées
Bronchite chronique (27 ans et +)		cas
Bronchite infantile (6 - 12 ans)		cas
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous âges)		cas
Admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires (>18 ans)		cas
Journées d'activité restreint (tous âges)		jours
Journées avec des symptômes d'asthme (enfants 5-19 ans)		jours
Journées de travail perdues (15-64 ans)		jours
Bronchite infantile (5 - 14 ans)	NO <sub>2</sub>	cas
Mortalité aigue (tous âges)		années de vie perdues
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous âges)		cas
Mortalité chronique (tous âges)		années de vie perdues
Mortalité chronique (30 ans et +)		morts prématurées

L'estimation de ces effets sanitaires se base sur des fonctions exposition-réponse issues d'études épidémiologiques qui lient l'exposition de la population aux polluants à une augmentation du risque d'effets sanitaires. Les fonctions sont spécifiques aux groupes d'âges pour lesquels elles ont été estimées. Actuellement le modèle utilise les fonctions exposition-réponse recommandées par l'OMS pour l'Europe et qui sont établies à partir de méta analyses telles que celles menées dans les projets HRAPIE<sup>4</sup> (WHO, 2013a) et REVIHAAP<sup>5</sup> (WHO, 2013b). Il est possible d'adapter le modèle ARP-FR que nous exploitons

<sup>2</sup> Indicateur souvent appelé YOLL pour « Years Of Life Lost » et monétarisé par le VOLY pour « Value Of Life Year ».

<sup>3</sup> Monétarisé par l'indicateur souvent appelé VSL pour « Value of Statistical Life ».

<sup>4</sup> <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/health-risks-of-air-pollution-in-europe-hrapie-project.-new-emerging-risks-to-health-from-air-pollution-results-from-the-survey-of-experts>

<sup>5</sup> <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report>

à l'INERIS afin de tenir compte de fonctions développées spécifiquement pour la France. En effet les études utilisées par l'OMS s'intéressent à la situation sanitaire vis-à-vis de la pollution atmosphérique partout dans le monde avec un focus sur l'Europe. Ainsi, une collaboration avec l'INVS doit être mise en place dès 2016 afin de comparer les fonctions établies par cet institut, et représentatives de la situation française, avec celles actuellement dans ARP-FR.

Les effets sanitaires calculés avec ARP-FR sont monétarisés en multipliant le nombre de cas par an de chaque indicateur sanitaire avec sa valeur monétaire unitaire. Les valeurs actuellement prises en compte dans le modèle sont celles utilisées pour des analyses bénéfiques/coûts menées pour la Commission Européenne. Pour la mortalité, pour laquelle les valeurs sont estimées sur la base d'enquêtes de consentement à payer pour réduire le risque de décéder, on distingue des valeurs moyennes (qui tiennent davantage compte de l'hétérogénéité des valeurs dans l'échantillon) et médianes (qui sont plus robustes car non influencées par des valeurs extrêmes). Les valeurs européennes sont complétées par une valeur estimée spécifiquement pour la France (Désaigues et al., 2011) pour l'unité d'une année de vie perdue et par une valeur récente proposée pour la mortalité prématurée par l'OCDE (2012). Toutes les valeurs sont indiquées dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Valeurs monétaires unitaires par effet sanitaire, en € de 2013

Indicateurs d'effets sanitaires	Polluants	Unité	Valeurs monétaires unitaires utilisées (en € de 2013)			
			moyenne estimée spécifiquement pour la France	médiane utilisée par l'UE	moyenne utilisée par l'UE	moyenne haute proposée par l'OCDE
Mortalité aigüe VOLY	O <sub>3</sub> , NO <sub>2</sub>	années de vie perdues	45 952	66 286	159 339	
Mortalité chronique VOLY	O <sub>3</sub> , PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>2</sub>	années de vie perdues	45 952	66 286	159 339	
Mortalité chronique VSL	O <sub>3</sub> , PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>2</sub>	morts prématurées		1 252 192	2 550 336	3 216 640
Mortalité infantile (0-1 an) VSL	PM <sub>2.5</sub>	morts prématurées		1 878 288	3 825 504	4 824 960
Indicateurs d'effets sanitaires	Polluants	Unité	Valeurs monétaires unitaires utilisées (en € de 2013)			
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires	O <sub>3</sub> , PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>2</sub>	cas	2 550			
Admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires	O <sub>3</sub> , PM <sub>2.5</sub>	cas	2 550			
Journées d'activité restreinte mineure	O <sub>3</sub>	jours	48			
Journées d'activité restreint	PM <sub>2.5</sub>	jours	106			
Journées de travail perdues	PM <sub>2.5</sub>	jours	149			
Bronchite chronique	PM <sub>2.5</sub>	cas	61 576			
Bronchite infantile	PM <sub>2.5</sub> , NO <sub>2</sub>	cas	675			
Journées avec des symptômes d'asthme (enfants)	PM <sub>2.5</sub>	jours	48			

Des analyses de sensibilité peuvent prendre en compte des valeurs développées spécifiquement pour la France pour les indicateurs autres que les années de vie perdues due à la pollution de l'air (par exemple les coûts des maladies respiratoires et le coût pour le système de soins analysés dans CGDD (2013a)).

Le modèle permet ainsi de quantifier et de monétariser les effets (dommages) sanitaires liés à un niveau d'émissions donné et de calculer les bénéfices sanitaires (dommages évités) dus à des mesures de réduction de la pollution atmosphérique. Le modèle permet d'estimer aussi bien les effets de mesures individuelles que de scénarios complets. ARP-FR permet de quantifier ces résultats pour chaque pays en Europe et pour la France également par région, département ou commune.

L'outil ARP-FR a été utilisé récemment pour démontrer que les bénéfices sanitaires pour la France atteignables grâce à la mise en œuvre de la Directive NEC à l'horizon 2030 dépassent largement les coûts engendrés par la France pour cette mise en œuvre (cf. Schucht & Colette, 2014). Il a également permis de comparer, au niveau européen, les coûts d'une politique ambitieuse contre le changement climatique avec les co-bénéfices sanitaires que ces politiques engendrent en améliorant la qualité de l'air (cf. projet Salut'AIR, PRIMEQUAL, Colette et al. 2013, Schucht et al. ; 2015) . Il a enfin été utilisé dans le cadre de la préparation du PREPA (Plan de Réduction des Emissions de Polluants Atmosphériques), que chaque Etat Membre doit développer dans le cadre de la Directive NEC pour démontrer sa capacité d'atteindre les objectifs de réduction des émissions définis, pour évaluer les bénéfices sanitaires atteignables par des mesures individuelles et des scénarios de réduction des émissions atmosphériques, et pour comparer les coûts et les bénéfices associés aux mesures et scénarios.

## 2 INTERACTIONS ENTRE ARP-FR ET D'AUTRES MODELES MIS EN ŒUVRE A L'INERIS

L'analyse des impacts sanitaires de la pollution de l'air se base sur l'approche dite par voie d'impact (« impact pathway approach », Figure 1).

Elle part des informations sur les niveaux d'émissions par secteur d'activité. Ces niveaux d'émissions peuvent être obtenus par exemple dans GAINS-FR sur la base d'une simulation de scénarios ou correspondre à des résultats d'inventaires ou projections nationales comme développés par le CITEPA.

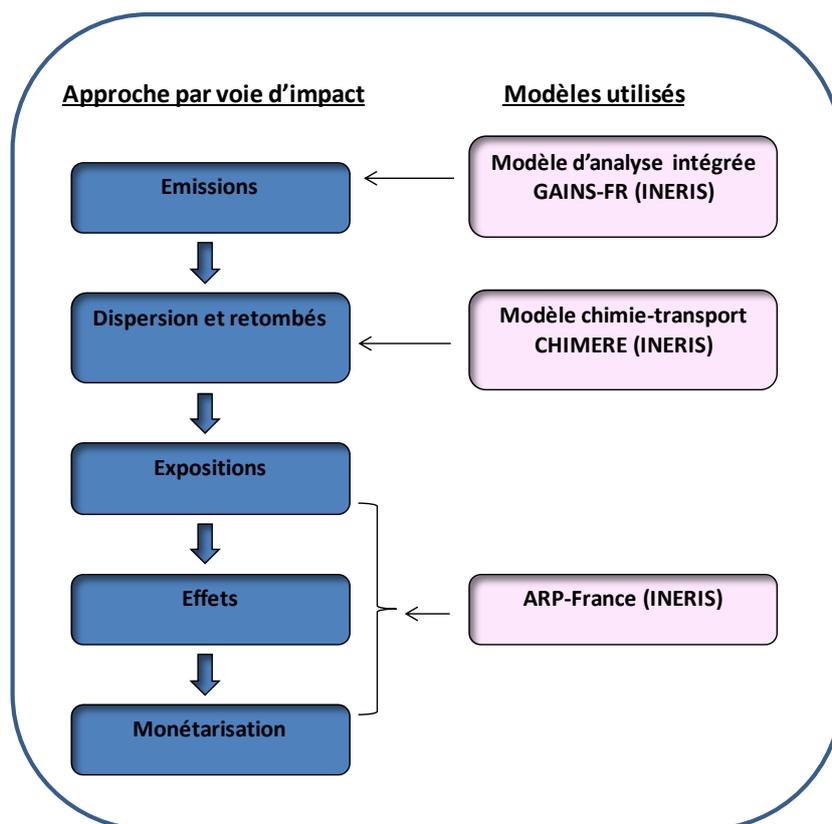


Figure 1 : Schéma de l'approche dite par voie d'impact

Les émissions totales de polluants primaires par secteur sont ensuite spatialisées sur la région étudiée, généralement la France ou l'Europe, à une résolution de 7 et 50km respectivement. La dispersion des polluants gazeux et particulaires et leur transformation chimique dans l'atmosphère correspondant aux émissions des scénarios pour une année météorologique complète sont modélisées à l'aide du modèle chimie-transport CHIMERE. L'utilisation de ce modèle permet de quantifier les polluants secondaires résultant de réactions chimiques et photochimiques dans l'atmosphère tels que l'ozone ou les aérosols secondaires, et qui, par définition, ne sont pas présents dans les inventaires d'émission.

En post traitement les concentrations de polluants sont croisées avec les densités d'habitants exposés et les expositions moyennes de la population aux  $PM_{2,5}$ , à l'ozone et au  $NO_2$  sont ainsi calculées. Ces expositions sont les données d'entrée du modèle de

quantification et monétarisation des impacts sanitaires ARP-FR. Dans ce modèle, les effets de la pollution de l'air sur la santé sont calculés à l'aide de fonctions exposition-réponse. La multiplication des effets sanitaires avec leur valeur unitaire monétaire permet ensuite d'attribuer une valeur monétaire aux effets sanitaires modélisés. La comparaison entre deux scénarios ou entre différentes années d'un scénario permet de calculer les effets sanitaires évités par la mise en place de mesures de réduction de la pollution atmosphérique et ainsi de quantifier les bénéfices sanitaires de ces mesures en termes monétaires.

Contrairement à une approche simplifiée qui consisterait à multiplier les émissions (primaires seulement) évitées par un coût de dommages exprimé en €/t émise, l'approche utilisée ici est bien plus précise. Elle tient compte en effet de distribution géographique (ou spatialisée) des expositions de la population aux concentrations de polluants, lesquelles diffèrent à travers le pays avec la densité de population et avec les concentrations de polluants à chaque maille. Pour le calcul des expositions, elle tient compte du transport atmosphérique des polluants émis, ainsi que des processus chimiques et physiques (dépôt au sol par exemple) qui impactent les niveaux de concentrations. Le modèle ARP contient des bases de données et projections sur la population en France et en Europe, différenciées par classes d'âges pertinentes pour le calcul des indicateurs sanitaires.

Lorsque les résultats du modèle ARP-FR sont utilisés à des fins d'analyses bénéfices/coûts le schéma des flux de données entre modèles s'élargit comme indiqué dans la Figure 2. Les résultats monétaires sont alors comparés aux informations sur les coûts de mesures ou de scénarios de réduction des émissions, venant par exemple du modèle GAINS-France ou estimés par des experts comme dans le projet PREPA.

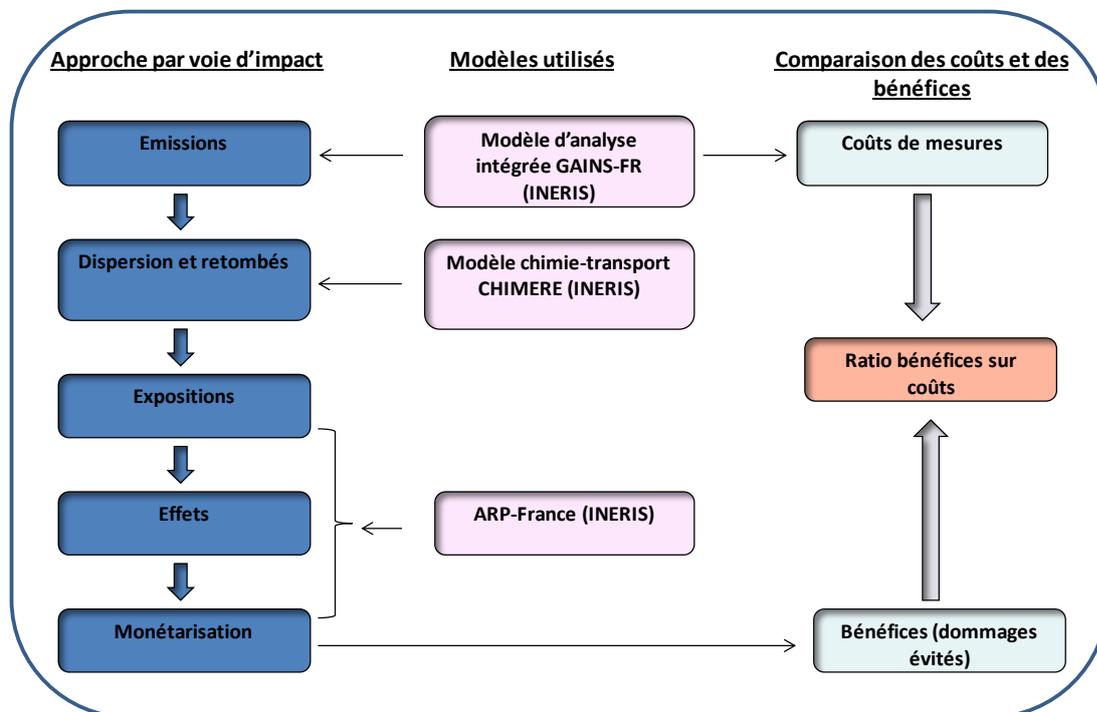


Figure 2 : Approche utilisée pour la quantification puis la monétarisation des effets sanitaires de la pollution atmosphérique et pour la comparaison entre coûts et bénéfices

### 3 DEVELOPPEMENT ET ETAT ACTUEL D'ARP-FR : DETAILS METHODOLOGIQUES

L'outil d'analyse des impacts sanitaires ARP-FR reproduit les calculs faits avec l'outil ARP (développé par M. Holland et J. Spadaro, EMRC) dans les études pour la Commission européenne (Holland et al., 2005c ; Holland, 2014b ; CE, 2013).

L'outil applique les méthodes d'analyse initialement développées dans le cadre du projet ExternE (External cost of Energy<sup>6</sup>) financé par la CE dans les années 1990. Depuis la fin des années 1990 ces méthodes sont appliquées aux analyses coûts-bénéfices de politiques proposées par la CE et la CEE/NU. Elles ont fait objet de plusieurs revues (Krupnick et al., 2005; WHO, 2013a et b). La méthodologie est documentée dans Holland et al. (2005 a, b et c ; 2011), Hurley et al. (2005) et dans les revues citées ci-dessus. Durant 2014 et 2015 le modèle a été mis à jour pour appliquer la récente mise à jour de la méthodologie, suivant la revue par l'OMS/Europe « Health Risks of Air Pollution in Europe » (HRAPIE, WHO 2013 a et b), décrite dans Holland (2014 a et b).

Les choix méthodologiques pris dans CAFE et HRAPIE et mis en œuvre dans ARP comprennent des fonctions concentrations-réponses liant des niveaux d'exposition aux polluants à des impacts sanitaires spécifiques, ainsi que des indicateurs monétaires et leurs valeurs comme explicités ci-après. Le Tableau 3 ci-après synthétise les indicateurs sanitaires pris en compte (entre parenthèses les classes d'âges de population pour lesquelles des fonctions concentration-réponse ont été développées et pour lesquelles les impacts sanitaires associés peuvent être calculés), le polluant à la source des impacts, les fonctions concentration-réponse utilisées, l'unité des impacts et les valeurs unitaires monétaires appliquées pour monétariser les impacts sanitaires.

La quantification des effets sanitaires est spécifique aux classes d'âges pour lesquelles des fonctions concentration-réponse ont été développées sur la base d'études épidémiologiques. Certains indicateurs d'effets sanitaires sont calculés spécifiquement pour des populations plus fragiles, comme les enfants et les personnes âgées, lorsque les informations disponibles le permettent.

Les impacts sanitaires quantifiés sont des effets chroniques et/ou aigus de l'exposition des populations aux concentrations de particules fines (PM<sub>2.5</sub>), de l'ozone (O<sub>3</sub>) et du dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), en termes de morbidité et de mortalité. Les effets sont qualifiés comme « aigus » lorsqu'il s'agit d'effets dus aux variations d'expositions de quelques jours, et comme « chroniques » lorsqu'il s'agit d'effets dus aux variations d'expositions de plus long terme, parfois durant toute la vie.

---

<sup>6</sup> [http://www.externe.info/externe\\_d7/](http://www.externe.info/externe_d7/)

30 mars 2016

Tableau 3 : Indicateurs d'impacts sanitaires, fonctions concentration-réponse et valeurs monétaires unitaires

Indicateurs d'effets sanitaires	Polluants	Fonctions concentration-réponse (risque relatif)	Unité	Valeurs monétaires unitaires et leurs fourchettes (en € de 2013)
Mortalité aiguë (tous âges) VOLY	O <sub>3</sub>	1,0029, 95%IC 1,0014 à 1,0043 par 10 µg.m-3	années de vie perdues	45 952 - 159 339
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (>64)		1,0044, 95%IC 1,0007 à 1,0083 par 10 µg.m-3	cas	2 550
Admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires (>64)		1,0089, 95%IC 1,0050 à 1,0127 par 10 µg.m-3		2 550
Journées d'activité restreinte mineure (tous âges)		1,0154, 95%IC 1,0060 à 1,0249 par 10 µg.m-3	jours	48
Mortalité chronique (tous âges) VOLY		1,014, 95%IC 1,005 à 1,024 par 10 µg.m-3	années de vie perdues	45 952 - 159 339
Mortalité chronique (30 ans et +) VSL			morts prématurées	1 252 192 - 3 216 640
Mortalité chronique (tous âges) VOLY	PM	1,062, 95%IC 1,040 à 1,083 par 10 µg.m-3	années de vie perdues	45 952 - 159 339
Mortalité chronique (30 ans et +) VSL		1,04, 95%IC 1,02 à 1,07 par 10 µg.m-3	morts prématurées	1 252 192 - 3 216 640
Mortalité infantile (0-1 an) VSL			morts prématurées	1 878 288 - 4 824 960
Bronchite chronique (27 ans et +)		1,117, 95%IC 1,040 à 1,189 par 10 µg.m-3	cas	61 576
Bronchite infantile (6 - 12 ans)		1,08, 95%IC 0,98 à 1,19 par 10 µg.m-3	cas	675
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous âges)		1,0019, 95%IC 0,9982 à 1,0402 par 10 µg.m-3	cas	2 550
Admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires (>18 ans)		1,0091, 95%IC 1,0017 à 1,0166 par 10 µg.m-3		2 550
Journées d'activité restreint (tous âges)		1,047, 95%IC 1,042 à 1,053 par 10 µg.m-3	jours	106
Journées avec des symptômes d'asthme (enfants 5-19 ans)		1,028, 95%IC 1,006 à 1,051 par 10 µg.m-3		48
Journées de travail perdues (15-64 ans)		1,046, 95%IC 1,039 à 1,053 par 10 µg.m-3		149
Bronchite d'enfants (5 - 14 ans)	NO <sub>2</sub>	1,021, 95%IC 0,99 à 1,06% par 1 µg.m-3	cas	675
Mortalité aiguë (tous âges) VOLY		1,0027, 95%IC 1,0016 à 1,0038 par 10 µg.m-3	années de vie perdues	45 952 - 159 339
Admissions à l'hôpital pour causes respiratoires (tous âges)		1,018, 95%IC 1,0115 à 1,0245 par 10 µg.m-3	cas	2 550
Mortalité chronique (tous âges) VOLY		1,055, 95%IC 1,031 à 1,08 par 10 µg.m-3	années de vie perdues	45 952 - 159 339
Mortalité chronique (30 ans et +) VSL			morts prématurées	1 252 192 - 3 216 640

En cohérence avec les recommandations de l'OMS, tous les types de particules sont traités comme s'ils avaient le même degré de nocivité, indépendamment de la source et de leur composition chimique. En effet, une quantification précise des effets de composants individuels des particules fines n'est pas possible en l'état actuel des connaissances (Miller et al., 2011; WHO, 2007, 2013a et b).

La prise en compte des effets sanitaires dus au NO<sub>2</sub> représente un ajout récent par l'OMS par rapport à la méthodologie CAFE dans laquelle seuls les effets sanitaires des PM<sub>2.5</sub> et de l'ozone étaient évalués.

### 3.1 FONCTIONS CONCENTRATION/REPONSE UTILISEES

#### 3.1.1 Fonctions concentration-réponse pour la mortalité

L'estimation des impacts en termes de mortalité chronique due aux expositions de PM<sub>2.5</sub> se base sur les travaux de Hoek et al. (2013) et de Miller et al. (2011)<sup>7</sup>, et pour la mortalité infantile (< 1 an) sur les travaux de Woodruff et al. (1997). Concernant les expositions à l'ozone, la mortalité aigue est estimée sur la base de Katsouyanni et al. (2009). Concernant les expositions au NO<sub>2</sub> l'estimation de la mortalité chronique se base sur les travaux de Hoek et al. (2013) et de Miller et al. (2011).

Les effets en termes de mortalité sont calculés pour la mortalité « toutes causes confondues » (hors accidents, suicides ...) et sur la base de fonctions linéaires. Aucun seuil d'effet n'est utilisé pour les particules (mortalité chronique), ce qui implique des bénéfices sanitaires pour toute réduction de ces polluants même lorsque les concentrations sont très faibles. Par contre, un seuil de 20 µg/m<sup>3</sup> est appliqué au calcul de la mortalité chronique due au NO<sub>2</sub>. Pour l'ozone les concentrations sont exprimées en termes de SOMO 35<sup>8</sup>. L'utilisation de SOMO35 n'est pas considérée comme un seuil, mais plutôt comme le niveau au dessus duquel la confiance dans la quantification des impacts sanitaires est plus élevée qu'en dessous de ce niveau<sup>9</sup>. Davantage d'informations sur les indicateurs d'effets sanitaires, les classes d'âges pertinentes et les fonctions concentration-réponse sont fournies dans le Tableau 3.

#### 3.1.2 Fonctions concentration-réponse pour la morbidité

Concernant les impacts sanitaires pour les différents types de morbidité, leur calcul utilise les fonctions concentration-réponse recommandées (cf. Tableau 3, colonne 3) par les travaux listés ci-après.

Effets chroniques des particules fines : Hoek et al. (2012) pour estimer les cas de bronchite infantile et Abbey et al (1995 a & b), Shikowski (2013) et Schindler et al. (2009) pour estimer les cas de bronchite chronique chez les adultes.

Effets aigus des particules fines : Anderson (2001), Atkinson (2010), Branis (2010), Host (2008) et Linares (2010) pour estimer les admissions à l'hôpital pour causes cardiovasculaires ; Anderson (2001), Branis (2010) et Linares (2010) pour estimer les admissions

<sup>7</sup> Le risque relatif estimé dans ces études récentes reste très proche des fonctions proposées dans Pope et al. (2002) utilisées auparavant et basées sur les résultats de l'étude de l'American Cancer Society. En effet avec la mise à jour des fonctions concentration-réponse le risque augmente de 6% à 6,2%.

<sup>8</sup> Le SOMO35 indique pour l'ozone la somme annuelle des maxima journaliers au dessus de 35 ppb (ppb = "parts per billion") sur huit heures.

<sup>9</sup> Ce niveau est toutefois en cours de révision. L'analyse HRAPIE considère l'utilisation du SOMO10 comme justifiée. Les mêmes coefficients de risque (l'estimation de l'augmentation d'un effet sanitaire donné due à l'exposition à une concentration de polluants donnée) qu'actuellement appliqués au SOMO35 s'appliqueront au SOMO10 (WHO, 2013a).

à l'hôpital pour causes respiratoires ; Ali et al. (2010), Ostro (1987) et Ostro & Rothschild (1989) pour estimer les journées d'activité restreinte ; Ostro (1987) pour estimer les journées de travail perdues ; et Lai et al. (2009), Perez et al. (2012) et Weinmayr et al. (2010) pour estimer les symptômes d'asthme (enfants asthmatiques).

Effets aigus de l'ozone : Katsouyanni et al. (2009) pour les admissions à l'hôpital pour causes cardio-vasculaires ainsi pour les admissions à l'hôpital pour causes respiratoires et Ostro & Rothschild (1989) pour les journées d'activité restreinte mineure.

Effets chroniques du dioxyde d'azote : Hoek et al. (2012), Lai et al. (2009), McConnell et al. (2003) et Migliore et al. (2009) pour les symptômes de bronchite (enfants asthmatiques) et Anderson et al. (2007) pour les admissions à l'hôpital pour causes respiratoires.

## 3.2 EVALUATION ECONOMIQUE

### 3.2.1 *Evaluation économique de la mortalité*

La mortalité est évaluée par des coûts non marchands. Les valeurs monétaires utilisées se basent sur des évaluations contingentes (préférences déclarées). Dans les évaluations contingentes les individus (un échantillon représentatif de la population générale) sont questionnés sur leur consentement à payer pour des mesures qui réduisent le risque de décès (CGDD, 2012). Les valeurs monétaires pour la mortalité utilisées dans ARP-FR sont spécifiques aux impacts sanitaires dus à la pollution atmosphérique et estiment le consentement à payer de la société pour réduire le risque de mourir ou pour augmenter l'espérance de vie. Elles sont basées sur les travaux de Hurley et al. (2005), et NewExt (2004).

La mortalité chronique due aux particules fines, à l'ozone et au dioxyde d'azote peut soit être exprimée en termes d'années de vie perdues (espérance de vie) soit en termes de morts prématurées. Les années de vie perdues sont monétarisées par l'indicateur VOLY (Value of Life Year = valeur d'une année de vie), les morts prématurées sont monétarisées par l'indicateur VSL (Value of Statistical Life = valeur d'une vie statistique). La question de savoir laquelle des deux métriques devrait être utilisée est souvent débattue dans la communauté scientifique. Dans les études pour la CE actuellement des fourchettes de bénéfices sur la base des deux indicateurs sont calculées.

Une deuxième discussion méthodologique concerne la question de savoir s'il faut plutôt utiliser des valeurs moyennes ou des valeurs médianes des estimations de consentement à payer (cf. Tableau 2). Tandis que les valeurs moyennes tiennent totalement compte de l'hétérogénéité des valeurs dans l'échantillon, les valeurs médianes sont plus robustes, car non influencées par des valeurs extrêmes (Krupnick et al., 2005). Dans les études pour la CE généralement les valeurs médianes sont privilégiées.

La mortalité infantile (< 1 an) est uniquement évaluée en termes de morts prématurées et monétarisée par l'indicateur VSL. La valeur associée est obtenue par extrapolation du consentement à payer de la société pour réduire le risque de mourir de façon prématurée des personnes de tout âge, en multipliant cette valeur par 1,5. Cette extrapolation conduit à une valeur pour la mortalité infantile qui est cohérente avec une valeur calculée sur la base des années de vies perdues par rapport à une espérance de vie habituelle (Hunt et al., 2011 ; Maca et al., 2011 ; Holland et al., 2014 a et b).

La mortalité aigüe (tous âges) est quantifiée en termes de morts prématurées et ensuite convertie en années de vie perdues monétarisées sur la base de VOLYs. Cette conversion pour la mortalité aigüe fait l'hypothèse qu'en moyenne une mort prématurée correspond à une perte de vie de 12 mois.

Les effets en termes de mortalité chronique due au NO<sub>2</sub> sont pris en compte uniquement au-dessus d'un seuil de 20 µg/m<sup>3</sup>. Il convient de noter que le COMEAP (Committee On the Medical Effects of Air Pollution) du Royaume-Uni, qui a récemment confirmé les effets du NO<sub>2</sub> sur la santé (COMEAP, 2015), doute de l'existence de ce seuil et mène actuellement une étude sur cette question.

### 3.2.2 Evaluation économique de la morbidité

Les valeurs monétaires pour les indicateurs des différents types de morbidité se basent sur différentes catégories de coûts, visant à fournir une estimation la plus complète possible de la valeur économique associée. Différentes méthodes de monétarisation sont donc utilisées en fonction de l'effet sanitaire en question :

- Les évaluations des journées d'activité restreinte<sup>10</sup>, des journées d'activité restreinte mineure<sup>11</sup>, des journées avec des symptômes d'asthme<sup>12</sup>, de la bronchite chronique<sup>13</sup> et de la bronchite infantile<sup>14</sup>, par exemple, se basent sur des estimations de consentement à payer.
- En revanche l'évaluation des journées de travail perdues comprennent les coûts directs pour les employeurs: paiement du salaire pour la personne malade, production perdue et remplacement de la personne absente soit par des employés temporaires soit par des heures supplémentaires.<sup>15</sup>
- La monétarisation des admissions à l'hôpital, enfin, se base sur des estimations de consentement à payer<sup>16</sup> mais inclut également les coûts du traitement médical et les pertes de productivité<sup>17</sup>. Les admissions à l'hôpital sont donc évaluées par des coûts non marchands (consentement à payer) et par des coûts marchands (coûts des traitements médicaux et perte de productivité).

La valeur monétaire unitaire utilisée pour les coûts de l'absentéisme subit par les employeurs est indépendante de la raison de cet absentéisme, et les coûts de traitements sanitaires sont spécifiques au type de morbidité analysé mais non à son origine (pollution de l'air ou autres causes). Ces valeurs unitaires sont multipliées avec le nombre de cas annuels attribués à la pollution de l'air.

Les valeurs monétaires utilisées ici (cf. Tableau 3, dernière colonne) se basent sur les travaux suivants : Ready et al. (2004) pour les admissions à l'hôpital, les journées d'activité restreinte et les symptômes d'asthme ; Hunt et al. (2011), Maca et al. (2011) et Holland (2014a) pour la bronchite ; CBI (2013) pour les journées de travail perdues.

---

<sup>10</sup> Hypothèse : les personnes sont confinées au lit pendant 3 jours.

<sup>11</sup> Hypothèse : restrictions limitées sur l'activité normale des personnes, sans confinement au lit.

<sup>12</sup> Définition : une journée avec des attaques d'asthme.

<sup>13</sup> Définition: Nouvelle incidence de bronchite chronique, ayant eu des symptômes la plupart des jours ou tous les jours durant au moins 3 mois par an et depuis au moins 2 ans.

<sup>14</sup> Définition : bronchite aiguë avec des symptômes qui perdurent pendant 2 semaines environ.

<sup>15</sup> Ces coûts ne comprennent pas les coûts indirects liés à une baisse de satisfaction de clients et à une baisse de qualité des produits ou services entraînant une perte de commerce futur.

<sup>16</sup> Perte de loisir (hypothèse que le patient passe 3 jours à l'hôpital, et ensuite 5 jours au lit chez lui) souffrance ....

<sup>17</sup> Hypothèse : le patient est absent du travail pendant 8 jours.

### 3.3 TRAITEMENT DES RISQUES DE DOUBLE COMPTAGE

Tandis que tous les effets sanitaires représentés dans le Tableau 2 et le Tableau 3 sont quantifiés et monétarisés individuellement, tous ces effets ne sont en réalité pas pris en compte et certaines adaptations sont faites dans l'agrégation des coûts sanitaires totaux (sommation sur différents effets) afin d'éviter des doubles-comptages.

Il y a un risque de double comptage lorsque les équivalents monétaires des effets en termes de mortalité aigüe et de mortalité chronique d'un polluant sont agrégés. Il y a en effet un risque que des morts prématurées lors d'une exposition aigüe soient également décomptées par l'estimation de la mortalité due aux effets chroniques (WHO, 2013a)<sup>18</sup>. Pour l'éviter dans l'agrégation monétaire des différents effets sanitaires, nous prenons généralement en compte uniquement la mortalité aigüe pour l'ozone et la mortalité chronique pour les PM<sub>2.5</sub> et le NO<sub>2</sub>. Dans la somme totale des dommages sanitaires nous ne tenons donc pas compte des effets en termes de mortalité chronique dus à l'ozone ni des effets en termes de mortalité aigüe dus au NO<sub>2</sub>.

Dans le projet HRAPIE (WHO, 2013a) il n'y a pas eu d'accord sur les protocoles à mettre en œuvre pour traiter le risque de double-comptage relatif aux estimations de mortalité chronique due à différents polluants. Selon HRAPIE un double-comptage entre mortalité chroniques attribuée au NO<sub>2</sub> d'un côté et aux PM<sub>2.5</sub> de l'autre peut aller jusqu'à 33%. Holland et al. (2014b) souligne que ceci implique qu'au moins 67% des effets chroniques du NO<sub>2</sub> ne sont pas pris en compte par la fonction concentration-réponse pour les effets chroniques des PM<sub>2.5</sub>. Négliger les effets chroniques du NO<sub>2</sub> implique donc forcément une sous-estimation des effets sanitaires. L'approche actuelle de l'INERIS consiste à compter uniquement 67% des dommages sanitaires liés à la mortalité chronique due au NO<sub>2</sub> lorsque nous présentons les dommages sanitaires totaux.

Toujours afin d'éviter un double-comptage, les journées de travail perdues sont soustraites des journées d'activité restreinte dans le calcul de ces dernières (Holland, 2014a). De la même façon les journées avec des symptômes d'asthme et les journées d'hospitalisation sont soustraites des journées d'activité restreinte dans le calcul des dommages sanitaires totaux. Ceci est susceptible de conduire, pour éviter le double comptage, à une sous estimation des dommages sanitaires.

---

<sup>18</sup> Cette interrogation est explicitée notamment par rapport à la mortalité aigüe et chronique liée aux particules fines, pour lesquels HRAPIE (WHO, 2013a) recommande de quantifier les effets aigus uniquement à titre d'information et de ne pas l'utiliser comme alternative à la quantification de la mortalité chronique.

## 4 CONCLUSIONS

Le modèle ARP-FR développé à l'INERIS est complètement opérable pour quantifier et monétariser les effets sanitaires de la pollution de l'air en termes de particules fines, d'ozone troposphérique et dioxyde d'azote en cohérence avec les travaux qui sont menés pour la Commission européenne. Le modèle français permet de quantifier ces effets au niveau de chaque pays européen ainsi qu'au niveau de communes, département et régions en France.

Le modèle est construit de façon flexible, permettant de remplacer les hypothèses européennes par des hypothèses plus adaptées pour la France. Il permet donc d'intégrer aussi bien des fonctions concentrations-réponse développées sur la base d'études épidémiologiques françaises que des valeurs monétaires développées pour la France. Une collaboration avec l'INVS est d'ailleurs envisagée afin de tenir compte à l'avenir dans le modèle ARP-FR des travaux menés par cet institut pour mettre à jour les relations doses-réponses spécifiques pour la France. Cette flexibilité de l'outil permet également d'analyser la sensibilité des résultats aux différentes hypothèses.

Les calculs mis en œuvre dans ARP-FR peuvent également être élargis à d'autres effets. Il est ainsi envisageable d'intégrer par exemple les effets de la pollution atmosphérique en termes de cancer, confirmés par l'OMS (2013).

## 5 REFERENCES

- Abbey, D.E.; Hwang, B.L.; Burchette, R.J. et al. (1995a). Estimated long-term ambient concentrations of PM<sub>10</sub> and development of respiratory symptoms in a nonsmoking population. *International Archives for Occupational and Environmental Health*, 50(2):139–152.
- Abbey, D.E.; Ostro, B.E.; Petersen, F. Et al. (1995b). Chronic respiratory symptoms associated with estimated long-term ambient concentrations of fine particulates less than 2.5 microns in aerodynamic diameter (PM<sub>2.5</sub>) and other air pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 5(2):137–159.
- Ali, R.; Bugler, C.; Curtis, D. et al. (2010). General Lifestyle Survey 2008: overview report. Newport, Office of National Statistics (<http://www.ons.gov.uk/ons/rel/ghs/general-lifestyle-survey/2008-report/index.html>, accessed 20 November 2013).
- Anderson, H.R.; Bremner, S.A.; Atkinson, R.W. et al. (2001). Particulate matter and daily mortality and hospital admissions in the West Midlands conurbation of the United Kingdom: associations with fine and coarse particles, black smoke and sulphate. *Occupational and Environmental Medicine*, 58(8):504–510.
- Anderson, H.R.; Atkinson, R.W.; Bremner, S.A. et al. (2007). Quantitative systematic review of short term associations between ambient air pollution (particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, sulphur dioxide and carbon monoxide), and mortality and morbidity. London, Department of Health.
- Atkinson, R.W.; Fuller, G.W.; Anderson, S.R. et al. (2010). Urban ambient particle metrics and health: a time-series analysis. *Epidemiology*, 21(4):501–511.
- Branis, M.; Vyskovska, J.; Maly M. et al. (2010). Association of size-resolved number concentrations of particulate matter with cardiovascular and respiratory hospital admissions and mortality in Prague, Czech Republic. *Inhalation Toxicology*, 22(suppl. 2):21–28.
- CBI (2013). Fit for purpose: Absence and workplace health survey 2013. Confederation of British Industry, London.
- CE (2013). Impact Assessment accompanying the documents Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - a Clean Air Programme for Europe, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from medium combustion plants, Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants and amending Directive 2003/35/EC, Proposal for a Council Decision on the acceptance of the Amendment to the 1999 Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone. SWD(2013)531. European Commission.
- CGDD (2012) : Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement – Santé et qualité de l'air extérieur. Commissariat Général au Développement Durable, Références, juillet 2012.
- CGDD (2013a) : Pollution de l'air et santé : les maladies respiratoires et el coût pour le système de soin, Le point sur N° 176, Commissariat Général au Développement Durable, octobre 2013.
- CGDD (2013b) : Quelles valeurs monétaires pour les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique ? Enjeux, limites et perspectives. Document méthodologique. Commissariat Général au Développement Durable, Etudes et documents n° 81.
- Colette, A. ; Schucht, S. ; Bessagnet, B. ; Szopa, S. ; Vautard, R. ; Menut, L. ; Tripathi, O. ; Clain, G. ; Lathière, J. ; Drobinski, P. ; Omrani, H. ; Hauglustaine, D. ; Meleux, F. ; Réal, E. ; Délias, M. & Anav, A. (2013) : 'Evaluation des StrAtégies de LUTte contre la pollution de l'AIR à longue distance dans le contexte du changement climatique - Assessing Long Term Air Quality Mitigation Strategies in the Face of Long Range Transport and Climate Change', Programme PRIMEQUAL 2, Rapport de fin de contrat.

- COMEAP (2015): Statement on the evidence for the effects of nitrogen dioxide on health. Committee On the Medical Effects of Air Pollution, UK.
- Désaigues, B. et al. (2011): Economic valuation of air pollution mortality: A 9-country contingent valuation survey of value of a life year (VOLY), *Ecological Indicators* 11 (2011) 902–910.
- EEA (2011). Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe, EEA technical report 15/2011.
- Hoek, G.; Pattenden, S.; Willers, S. et al. (2012). PM<sub>10</sub>, and children's respiratory symptoms and lung function in the PATY study. *European Respiratory Journal*, 40(3):538–547.
- Hoek, G.; Krishnan, R. M.; Beelen, R. et al. (2013). Long-term air pollution exposure and cardio-respiratory mortality: a review. *Environmental Health*, 12:43.
- Holland, M. (2014a). Implementation of the HRAPIE Recommendations for European Air Pollution CBA work. Health Impact Assessment and Cost Benefit Analysis. EMRC.
- Holland, M. (2014b). Cost-benefit Analysis of Final Policy Scenarios for the EU Clean Air Package, Version 2, Corresponding to IIASA TSAP Report #11, Version 1, EMRC, March 2014.
- Holland, M. ; Hunt, A. ; Hurley, F. et al. (2005a). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Overview of Methodology. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme. In: Environment, A.T. (Ed.).
- Holland, M. ; Hurley, F. ; Hunt, A. & Watkiss, P. (2005b). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 3: Uncertainty in the CAFE CBA: Methods and First Analysis. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme. In: Environment, A.T. (Ed.).
- Holland, M. ; Wagner, A. ; Hurley, F. et al. (2011). Cost Benefit Analysis for the Revision of the National Emission Ceilings Directive: Policy Options for revisions to the Gothenburg Protocol to the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. In: Technology, A. (Ed.).
- Holland, M. ; Watkiss, P. & Pye, S. (2005c). Cost-Benefit Analysis of Policy Option Scenarios for the Clean Air for Europe programme. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the CAFE Programme. In: Environment, A.T. (Ed.).
- Host, S.; Larrieu, S.; Pascal, L. et al. (2008). Short-term associations between fine and coarse particles and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in six French cities. *Occupational and Environmental Medicine*, 65(8):544–551.
- Hunt, A.; Navrud, S.; Maca, V. et al. (2011). Monetary values for health end-points used in the HEIMTSA/INTARESE Common Case Study. Thematic Priority 6.3, Deliverable 4.1.2. HEIMTSA (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Development. Sixth Framework Programme of the European Commission.
- Hurley, F. ; Hunt, A. ; Cowie, H. et al. (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment', Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme, 2005.
- Jerrett, M.; Burnett, R.T.; Pope, C.A. et al. (2009): Long-Term Ozone Exposure and Mortality. *N Engl J Med* 360, 1085-1095.
- Katsouyanni, K.; Samet, J.M.; Anderson, H.R.; et al. (2009). Air Pollution and Health: a European and North American Approach (APHENA). Boston, MA, Health Effects Institute (HEI Research Report 142).
- Krupnick, A. ; Ostro, B. & Bull, K. (2005). Peer Review of the Methodology of Cost-Benefit Analysis of the Clean Air For Europe Programme
- Lai, C.K. W.; Beasley, R.; Crane, J. et al. (2009). Global variation in the prevalence and severity of asthma symptoms: phase three of the International Study of Asthma and Allergies in Childhood (ISAAC). *Thorax*, 64(6):476–483.
- Linares, C. & Diaz, J.Sr. (2010). Short-term effect of PM<sub>2.5</sub> on daily hospital admissions in Madrid (2003–2005). *International Journal of Environmental Health Research*, 20(2):129–140.

- Maca, V., Scasny, M., Hunt, A., Anneboina, L. & Navrud, S. (2011): Presentation of unit values for health end-points: country-specific and pooled. Thematic Priority 6.3, Deliverable 4.1.3. HEIMTSA (Health and Environment Integrated Methodology and Toolbox for Scenario Development). Sixth Framework Programme of the European Commission.
- McConnell, R.; Berthane, K.; Gilliland, F. et al. (2003). Prospective study of air pollution and bronchitic symptoms in children with asthma. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 168(7):790–797.
- Migliore, E.; Berti, G.; Galassi, C. et al. (2009). Respiratory symptoms in children living near busy roads and their relationship to vehicular traffic: results of an Italian multicenter study (SIDRIA 2). *Environmental Health*, 8:27.
- Miller, B. ; Hurley, F. & Shafir, A. (2011). Health Impact Assessment for the National Emission Ceilings Directive (NECD) – Methodological Issues. IOM. Research Report TM/11/03.
- NewExt (2004): New Elements for the Assessment of External Costs from Energy Technologies. Final Report to the European Commission, DG Research, Technological Development and Demonstration (RTD). IER, Germany; ARMINES / ENSMP, France; PSI, Switzerland; Université de Paris I, France; University of Bath, United Kingdom; VITO, Belgium.
- OECD (2012). Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies. ISBN 978-92-79-23013-4 5.
- OMS (2013): IARC: Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths, International Agency for Research on Cancer, World Health Organization, Press Release N° 221, 17 October 2013.
- Ostro, B.D. (1987). Air pollution and morbidity revisited: a specification test. *Journal of Environmental Economics Management*, 14(1):87–98.
- Ostro, B.D. & Rothschild, S. (1989). Air pollution and acute respiratory morbidity: an observational study of multiple pollutants. *Environmental Research*, 50:238–247.
- Perez, L.; Lurmann, F.; Wilson, J. et al. (2012). Near-roadway pollution and childhood asthma: implications for developing “win-win” compact urban development and clean vehicle strategies. *Environmental Health Perspectives*, 120(11):1619–1626.
- Pope, C.A. 3rd; Burnett, R.T. et al. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution, *Journal of the American medical association* 287 (9), 1132-1141.
- Ready, R.; Navrud, S.; Day, B. et al. (2004). Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers Across Countries? *Environmental & Resource Economics*, 29, 67-82.
- Samoli, E.; Aga, E.; Touloumi, G. et al. (2006). Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project. *European Respiratory Journal*, 27(6):1129–1138.
- Schikowski, T.; Mills, I.C.; Anderson, H.R. et al. (2013). Ambient air pollution – a cause for COPD? *European Respiratory Journal* (doi:10.1183/09031936.00100112).
- Schindler, C.; Keidel, D.; Gerbase, M.W. et al. (2009). Improvements in PM10 exposure and reduced rates of respiratory symptoms in a cohort of Swiss adults (SAPALDIA). *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 179(7):579–587.
- Schucht, S. & Colette, A. (2014) : Les bénéfices sanitaires pour la France de la mise en œuvre de la nouvelle Directive NEC en France et en Europe excèdent les coûts de réduction des émissions atmosphériques Note INERIS N° DRC-14-141718-09919A.
- Schucht, S. ; Colette, A. Rao, S. ; Holland, M. ; Schöpp, W. ; Kolp, P. ; Klimont, Z. ; Bessagnet, B. ; Szopa, S. ; Vautard, R. ; Brignon, J.-M. & Rouil, L. (2015) : Moving towards ambitious climate policies: monetized health benefits from improved air quality could offset mitigation costs in Europe, *Environmental Science and Policy*, 50 (2015), 252-269, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.03.001>.
- US EPA (2011). Prospective Study: The Benefits and Costs of the Clean Air Act, 1990 to 2020. United States Environmental Protection Agency (<http://www.epa.gov/cleanairactbenefits/prospective2.html>).

- Weinmayr, G.; Romeo, E.; De Sario, M. et al. (2010). Short-term effects of PM10 and NO2 on respiratory health among children with asthma or asthma-like symptoms: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 118:449–457.
- WHO (2013a). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE – Summary of recommendations for question D5 on “Identification of concentration-response functions” for cost-effectiveness analysis. In: health., W.E.C.f.e.a. (Ed.).
- WHO (2013b). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP – First results. In: Europe, W.R.O.f. (Ed.).
- Woodruff, T.J.; Grillo, J. & Schoendorf, K.C. (1997). The relationship between selected causes of postneonatal infant mortality and particulate air pollution in the United States. *Environmental Health Perspectives*, 105(6):608–12.

Simone Schucht