Mai 2017

POLLUTION PARTICULAIRE ET MORTALITÉ EN ÎLE-DE-FRANCE

Evolution des risques à court terme entre 1992 et 2010
Résultats du programme Erpurs

RAPPORT & ENQUÊTE

OBSERVATOIRE
RÉGIONAL DE SANTÉ
ÎLE-DE-FRANCE

ORS
Île-de-France

POLLUTION PARTICULAIRE ET MORTALITÉ EN ÎLE-DE-FRANCE

Évolution des risques à court terme entre 1992 et 2010 Résultats du programme Erpurs

Mai 2017

Auteurs

Sabine HOST (ORS Île-de-France)

Florian PONTIN (ORS-Île-de-France)

Edouard CHATIGNOUX (ORS Île-de-France)

Couverture : crédits photos
C.Thibault / IAU îdF - P.Lecroart / IAU îdF - F.Dugeny / IAU îdF

Remerciements

Ce travail s'est appuyé sur le mémoire réalisé par Alexia Peyronnet dans le cadre du Master 1 Environnement spécialité sante publique et risques environnementaux et encadré par Edouard Chatignoux.

Ce travail a été réalisé avec le soutien du conseil scientifique du programme Erpurs :

- Mme Laure BEAUJOUAN (AP-HP)
- Mme Géraldine LE NIR (Airparif)
- M. Alain LE TERTRE (Institut de veille sanitaire)
- Pr. Francelyne MARANO (Laboratoire de Cytophysiologie et Toxicologie cellulaire, Paris 7)
- Mme le Docteur Sylvia MEDINA (Institut de veille sanitaire)
- Pr. Isabelle MOMAS (Faculté de Pharmacie, Paris 5)
- M. le Docteur Georges SALINES (Ville de Paris, Bureau de la santé environnementale et de l'hygiène)
- Mme le Docteur Claire SEGALA (Sépia-santé)

Que tous soient ici vivement remerciés pour leur concours.

Nous remercions également l'association de surveillance de la qualité de l'air en Île-de-France (Airparif), le CepiDC, Météo-France, le réseau Sentinelles et le RNSA qui ont mis à disposition les données environnementales nécessaires à la réalisation de cette étude.

Relecteurs

Juliette LARBRE (Laboratoire d'Hygiène de la Ville de Paris)

Géraldine LE NIR (Airparif)

Alain LE TERTRE (Institut de veille sanitaire)

Suggestion de citation :

Sabine Host, Florian Pontin et Edouard Chatignoux. Pollution particulaire et mortalité en Île-de-France. Évolution des risques à court terme entre 1992 et 2010. Résultats du programme Erpurs. Paris : Observatoire régional de santé Île-de-France, 2016.

Il peut être reproduit ou diffusé librement pour un usage personnel et non destiné à des fins commerciales ou pour des courtes citations.

Pour tout autre usage, il convient de demander l'autorisation auprès de l'ORS.

PRÉFACE

Madame, Monsieur, Chers collègues,

En 20 ans, les niveaux de particules ont fortement diminué. Les politiques de lutte contre la pollution de l'air se sont traduits par des bénéfices sanitaires importants. Mais cependant, malgré les efforts, les impacts sanitaires persistent encore aujourd'hui. À partir de l'indice de fumée noire, cette étude teste aujourd'hui une éventuelle modification du risque de décès lié à l'exposition à court terme à la pollution de l'air.

Parmi les résultats marquants :

- Depuis le début des années 90, les niveaux de l'indice de fumée noire ont été divisés par près des deux tiers. Les analyses montrent que la nature des rejets a été profondément modifiée, avec une nette augmentation des émissions de particules issues de la combustion dues au trafic routier.

- L'étude n'a pas permis de détecter une éventuelle modification du risque sanitaire ; ainsi, pour une élévation à court terme du niveau de polluant, le risque est toujours présent et de même intensité.

- Grâce à l'amélioration de la qualité de l'air, le pourcentage de décès précipités du fait de l'exposition à court terme aux particules carbonées a diminué de près de deux tiers en 20 ans.

La pollution atmosphérique est un enjeu majeur de santé publique. Cette étude nous apporte des données indispensables pour améliorer nos connaissances sur l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique et mieux appréhender les effets des politiques publiques.

Dr Ludovic TORO
Président de l'Observatoire régional de santé Île-de-France
Conseiller régional d'Île-de-France

RÉSUMÉ

Contexte et objectifs

Depuis les années 1990, le programme Erpurs fournit régulièrement des estimations du risque sanitaire engendré par les expositions de la population francilienne aux polluants de l'atmosphère urbaine et met en évidence une persistance de ce risque sanitaire. Depuis que cette surveillance a été initiée, les niveaux de pollution ont considérablement diminué et la composition de la pollution a été modifiée du fait de l'évolution des sources d'émission. La variation de ces paramètres est susceptible de modifier le risque sanitaire. Or, du fait de la variation de certains paramètres, ces analyses répétées ne permettent pas de documenter l'évolution proprement dite de ce risque au cours des dernières décennies.

Méthodes

Ainsi, il s'agit, à partir de modélisations de séries temporelles, de relier le niveau moyen journalier de l'indice de fumée noire (indicateur de pollution particulaire) aux nombres quotidiens de décès survenus sur la période allant de 1992 à 2010, à Paris et en proche couronne, et de tester si cette relation a évolué au cours des années. Des analyses de séries temporelles ont été utilisées. La tendance à long et moyen termes des indicateurs et les facteurs météorologiques ont été pris en compte dans l'analyse en tant que cofacteurs. Quatre modèles ont été testés.

Résultats

Les analyses confirment l'existence d'un lien positif et significatif entre les particules et la mortalité totale non accidentelle. L'intensité de ces liens apparaît du même ordre de grandeur que ceux estimés lors des précédentes études Erpurs. En ce qui concerne l'évolution du risque sur la période, les différents modèles mis en œuvre n'ont pas permis de détecter une éventuelle modification du risque avec le temps malgré une modification de la composition de la pollution atmosphérique.

Ces résultats soulèvent la complexité d'évaluer la nocivité des différentes composantes de la pollution particulaire. L'analyse individuelle des différentes composantes des particules se heurte à la difficulté d'interprétation du fait des corrélations importantes entre les divers composés émis par les mêmes sources. Ainsi, il s'avère difficile de distinguer l'effet propre de chaque constituant.

Conclusion

Une évaluation quantitative d'impact sanitaire a permis de rendre compte des bénéfices sanitaires engendrés par la diminution du niveau de l'indice de fumée noire sur la période. Ainsi, le pourcentage de décès attribuables à l'exposition aux particules carbonées a diminué de près des deux tiers en 20 ans. Le nombre de décès non accidentels évités représente 5 % de la baisse de la mortalité enregistrée sur la période. Des efforts de diminution des rejets de polluants sont encore nécessaires pour réduire encore le nombre de décès.

SOMMAIRE

1 | INTRODUCTION 11
2 | POLLUTION PARTICULAIRE ET INDICE DE FUMÉE NOIRE 13
2.1 L'indice de fumée noire : un indicateur de la pollution particulaire 13
2.1.1 Méthode de mesures 13
2.1.2 Evolution du réseau de mesures d'Airparif 13
2.2 Effets sanitaires de la pollution particulaire et de sa composante carbonée 14
2.2.1 Résultats des études épidémiologiques 14
2.2.2 Enseignements des études toxicologiques 16
3 | FACTEURS D'ÉVOLUTION DU RISQUE SANITAIRE 17
3.1 Modification de la pollution particulaire 17
3.1.1 Contexte réglementaire 17
3.1.2 Évolution des émissions de particules et contribution des différentes sources 19
3.1.3 Évolution du niveau de l'indice de fumée noire et de la composition des particules 21
3.2 Évolution des caractéristiques de la population 23
4 | MÉTHODE ET DONNÉES 25
4.1 Schéma d'étude 25
4.2 Zone et période d'étude 25
4.3 Données recueillies et indicateurs 26
4.3.1 Indicateurs sanitaires 26
4.3.2 Indicateurs d'exposition à la pollution particulaire 26
4.3.3 Indicateurs météorologiques 26
4.4 Modélisation 27
4.5 Évaluation de la capacité des modèles à mesurer l'évolution du risque dans le temps 28
4.6 Comparaison avec les risques liés aux PM 29
4.7 Estimation du risque relatif et présentation des résultats 29
5 | RÉSULTATS 31
5.1 Description des indicateurs 31
5.1.1 Indicateurs de mortalité 31
5.1.2 Indicateurs d'exposition 32
5.1.3 Données météorologiques 33
5.2 Résultats des simulations 34
5.3 Liens entre le nombre de décès et l'indice de fumée noire et évolution du risque sanitaire 35
5.4 Comparaison des risques estimés pour l'indice de fumée noire et les indicateurs PM 37
5.5 Évaluation quantitative de l'impact sanitaire des fumées noires 38
6 | DISCUSSION ET PERSPECTIVES 41
LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES 45
BIBLIOGRAPHIE 47
ANNEXES 51

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Masse limite de particules tolérée à l'émission pour les véhicules particuliers à moteur diesel (mg/km) 18
Figure 2 : Contribution de chaque secteur d'émission de $PM_{2,5}$ en 1990 et 2010 dans la France entière 19
Figure 3 : Évolution de la répartition en véhicules. kilomètres du trafic routier en Île-de-France entre 2000 et 2010 (43) 20
Figure 4 : Émissions de $PM_{2,5}$ en France de 1990 à 2010 20
Figure 5 : Évolution des émissions de $PM_{2,5}$ en Île-de-France par secteur entre 2000 et 2010 (43) 21
Figure 6 : Évolution des moyennes annuelles des concentrations l'indice de fumée noire à Paris (45) 21
Figure 7 : Évolution des concentrations moyennes sur 3 ans de l'indice de fumée noire dans l'agglomération parisienne de 1993-1995 à 2011-2013 22
Figure 8 : Liens entre polluants et mortalité utilisés dans les simulations 28
Figure 9 : Série du nombre de décès quotidiens pour toutes causes non accidentelles à Paris et proche couronne sur la période 1992 – 2010 32
Figure 10 : Distribution annuelle des niveaux quotidiens de l'indice de fumée noire (µg/m³) à Paris et proche couronne sur la période d'étude de 1992 à 2010 33
Figure 11 : Estimations moyennes (trait bleu), intervalles de confiance empirique à 95 % (zones grises) des modèles d'après les simulations. Les lignes rouges représentent le « vrai » effet du polluant. 34
Figure 12 : Évolution tendancielle des concentrations en NO_2 et du nombre de décès sur la période d'étude 35
Figure 14 : Excès de risque relatif de décès associés à une hausse de 10 µg/m³ des niveaux d'indice de fumée noire du jour et de la veille estimé pour les quatre périodes de 1990 à 2010 36
Figure 13 : Coefficients associés au polluant des modèles M-1 à M-4 appliqués à la mortalité totale non accidentelle de Paris et de la proche couronne pour 1992-2010 36
Figure 15 : Augmentation du nombre quotidien de décès (en %) pour une hausse de 10 µg/m³ ou d'un intervalle interquartile des niveaux de particules mesurés par l'indice de fumée noire et les indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10} sur la période 2000-2006 37
Figure 16 : Nombre de décès annuels attribuables à l'exposition à court terme aux fumées noires, niveaux moyens de l'indice de fumée noire et nombre total de décès annuels .. 39

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Espérance de vie et espérance de vie en bonne santé en France de 1995 à 2007 (en année) 23
Tableau 2 : Répartition des communes d'Île-de-France, de leur superficie et de leur population, en fonction de leur appartenance à la zone d'étude et à l'agglomération* parisienne 25
Tableau 3 : Distribution du nombre quotidien de décès pour toutes causes non accidentelles à Paris et en proche couronne sur la période 1992-2010 31
Tableau 4 : Distribution du niveau de l'indice de fumée noire (µg/m³) à Paris et proche couronne sur la période d'étude 1992-2010 32
Tableau 5 : Distribution des températures journalières moyennes en °C à Paris et proche couronne sur la période du 01/01/1992 au 31/12/2010 (en excluant la période de canicule) 33
Tableau 6 : Pourcentage de rejet de l'hypothèse nulle (H_0 : coefficient nul ou constant) au seuil de 5 % dans les 250 simulations* 35
Tableau 7 : Pourcentage d'augmentation et intervalle de confiance à 95 % du nombre de décès liés à une hausse de 10 µg/m³ du niveau de l'indice de fumée noire du jour et de la veille pour les quatre périodes de 1992 à 2010 35
Tableau 8 : Résultats des tests de comparaison de modèles Likelihood Ratio Test 37

Tableau 9 : Évaluation quantitative de l’impact sanitaire des fumées noires : nombre de décès attribuables par année 38
Tableau 10 : Distribution du niveau de l'indice de fumée noire (µg/m^3) à paris et proche couronne par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 3 53
Tableau 11 : Distribution des températures journalières moyennes en °C à Paris et proche couronne par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 3 54

1 | INTRODUCTION

Depuis les années 1990, le programme Erpurs s'est attaché à fournir régulièrement des estimations du risque sanitaire engendré par les expositions de la population francilienne aux polluants de l'atmosphère urbaine. La répétition de ces études épidémiologiques a permis de documenter les effets à court terme de la pollution de l'air dans la région, en précisant le rôle des différents indicateurs d'expositions (NO_2, particules PM_{10}, $PM_{2,5}$, $PM_{2,5-10}$, ozone) sur la manifestation de divers problèmes de santé (mortalité, hospitalisations, visites médicales à domicile, absentéisme, passages aux urgences…). Ce faisant, le programme Erpurs s'est constitué en un véritable système de surveillance des effets sanitaires de la pollution de l'air en Île-de-France, qui a confirmé que les impacts sanitaires de la pollution de l'air révélés par la première étude publiée en 1994 sont toujours d'actualité, et que la pollution de l'air reste un problème majeur de santé publique dans la région. Ainsi, il a été estimé que l'exposition chronique à la pollution de l'air en Île-de-France était responsable annuellement de l'ordre 6 600 décès, soit 16 % de la mortalité totale. Cela représente une perte d'espérance de vie à 30 ans comprise entre 24 et 27 mois (1).

L'exposition chronique à la pollution de l'air à Paris et départements limitrophes est responsable annuellement d'une perte d'espérance de vie à 30 ans comprise entre 24 et 27 mois.

Depuis que cette surveillance a été initiée, les niveaux de pollution ont globalement diminué, notamment sur les premières décennies. Par ailleurs, la composition de la pollution a évolué du fait de l'évolution de la contribution relative des différentes sources et de l'évolution de la nature des rejets. Si l'on prend l'exemple des transports, la nature des rejets a profondément évolué depuis le début des années 90, en lien notamment avec l'amélioration de la qualité des carburants (suppression du plomb, limitation du soufre…), l'évolution des motorisations (évolution des normes Euro), la diésélisation du parc automobile et les habitudes en matière de déplacement. Outre la modification de la composition de la pollution atmosphérique susceptible d'agir sur sa toxicité intrinsèque, l'évolution des modes de vie et de la population (fragilisation due au vieillissement, avancées thérapeutiques, modification de l'offre de soin…) sont autant de facteurs pouvant modifier les facteurs de susceptibilité d'une population aux effets de la pollution atmosphérique.

Les analyses répétées menées dans le cadre du programme Erpurs mettent en évidence une persistance du risque sanitaire lié à la pollution atmosphérique urbaine mais ne permettent pas de documenter l'évolution, proprement dite, de ce risque, sur les dernières décennies. En effet, les études Erpurs ont porté sur des indicateurs d'exposition, des indicateurs sanitaires, et des populations différentes. Or, pour apprécier ces évolutions, l'analyse doit porter sur un historique de données qui couvrent plusieurs décennies et qui offrent une constance suffisante. S'agissant de la surveillance de la qualité de l'air, les méthodes de mesures ont beaucoup évolué depuis les années 70. A cette époque, elle était approchée par l'indice de fumée noire, indicateur de pollution particulaire. Aujourd'hui, la surveillance de cet indicateur est peu à peu abandonnée au profit de la surveillance réglementaire des PM_{10} et $PM_{2,5}$ sauf en Île-de-France où Airparif maintient la surveillance de cet indicateur à l'aide de quelques stations de mesures afin de ne pas interrompre cet historique et de permettre d'éventuels travaux de recherche.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette nouvelle étude du programme Erpurs dont l'objectif est de modéliser les risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique sur plusieurs décennies et de documenter une éventuelle modification du risque estimé à partir d'un indicateur unique sur toute la période d'étude. Ainsi, il s'agit, à partir de modèles de séries temporelles, de relier le niveau moyen journalier de l'indice de fumée noire aux nombres quotidiens de décès survenus sur la période allant de 1992 à 2010, à Paris et en proche couronne, et de tester si cette relation a évolué au cours des années. Toute la difficulté réside dans l'interprétation des associations mises en évidence. En effet, elles sont susceptibles de refléter l'effet propre du polluant étudié comme celui d'autres composantes de la pollution de l'air auxquelles il est fortement corrélé. L'étude des

tendances d'évolution des risques associés à différents indicateurs peut fournir des clés d'interprétation. C'est pourquoi, les risques estimés à partir de l'indice de fumée noire seront aussi comparés à ceux estimés pour les indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10}, sur la période la plus récente.

2| POLLUTION PARTICULAIRE ET INDICE DE FUMÉE NOIRE

2.1 L'indice de fumée noire : un indicateur de la pollution particulaire

L' l'indice de fumée noire constitue le premier indicateur de la pollution particulaire dont la surveillance a été initiée dans les années 50, lorsque les sources (combustion du charbon) étaient très importantes (2). Cet indicateur est mesuré selon une méthode ancienne, facile à mettre en œuvre, et qui a été essentiellement utilisée en Europe et plus particulièrement au Royaume-Uni, aux Pays-Bas et en France.

La surveillance, initialement assurée par le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris, est poursuivie par Airparif à partir du début des années 90. Longtemps normalisée, la méthode des fumées noires n'est plus une technique de référence pour la surveillance des particules. Elle n'est plus réglementée par l'Union européenne depuis 2005. Toutefois, Airparif poursuit actuellement la mesure de l'indice de fumée noire sur quatre sites en Île-de-France afin d'assurer la continuité historique, ainsi qu'en raison de l'intérêt réaffirmé des épidémiologistes. En effet, l'indice de fumée noire constitue le seul indicateur particulaire pour lequel on dispose d'aussi longues séries de données.

2.1.1 Méthode de mesures

La méthode de mesure est normalisée pour des prélèvements de 24 heures. Le prélèvement s'effectue à bas débit (2 m^3 par jour) et sans coupure granulométrique précise (probablement proche de 5 µm) (3).

Le principe d'analyse ne retient que les particules noires et carbonées, en particulier les suies issues des processus de combustion (chauffage, industrie, et notamment aujourd'hui des émissions des véhicules Diesel). Cet indice fournit ainsi une indication de l'empoussièrement par des particules fortement carbonées (couleur noire). Cette méthode ne donne ainsi pas une mesure du niveau de l'ensemble des particules de l'atmosphère, mais permet, sans être une mesure de spéciation stricto-sensu, de mesurer le niveau des particules carbonées.

La méthode se fonde sur la réflectance du dépôt de poussières recueillies lors du passage de l'air échantillonné à travers un papier filtre pour déterminer un indice de fumée noire dans l'air ambiant. La valeur de la réflectance est transformée en masse de particules selon une courbe d'étalonnage obtenue de manière empirique. En 1993, le ministère chargé de l'environnement a demandé aux gestionnaires de réseaux d'utiliser, pour la mesure de l'indice de fumée noire, la courbe de référence européenne en remplacement de la courbe parisienne précédemment utilisée.

Ainsi, le principe de mesure de l'indice de fumée noire est totalement différent de celui des PM_{10} et $PM_{2,5}$ qui lui, est basé sur des analyses gravimétriques (détermination de la masse d'échantillon prélevé par pesée), après une sélection granulométrique. Il en résulte que la nature des particules mesurées se distingue de celles estimées par les indicateurs de concentration massique.

2.1.2 Evolution du réseau de mesures d'Airparif

La mesure de l'indice de fumée noire constitue la méthode la plus ancienne de mesures des particules. L'apparition, notamment aux Etats-Unis, de méthodes de mesures axées sur le tri granulométrique et la pesée manuelle ou automatique des particules a

progressivement conduit au remplacement des fumées noires par les PM_{10} et $PM_{2,5}$. Ainsi, le nombre d'analyseurs a été considérablement réduit au cours de ces dernières décennies au profit du développement de la mesure des PM_{10} puis des $PM_{2,5}$.

A la fin des années 90, l'indice de fumée noire était encore estimé de façon régulière au sein du réseau Airparif sur une vingtaine de sites de mesures (4). A partir de 2005, Airparif a procédé à la modernisation de la mesure l'indice de fumée noire en remplaçant progressivement l'ensemble de son parc vieillissant de préleveurs semi-automatiques, qui nécessitaient par ailleurs une mesure différée en laboratoire, par des analyseurs automatiques permettant une mesure en continu tout au long de l'année, soit des Multi-Angle Absorption Photometer (MAAP), analyseur optique associant transmissométrie et réflectométrie. A l'heure actuelle, le réseau de mesures compte quatre analyseurs de ce type, opérationnels depuis le mois de juin 2009, les sites concernés sont :

- Paris XVIII^{e} ;
- Neuilly sur Seine (92) ;
- Argenteuil (95) ;
- Ivry (94).

2.2 Effets sanitaires de la pollution particulaire et de sa composante carbonée

2.2.1 Résultats des études épidémiologiques

Depuis une vingtaine d'années, les connaissances concernant l'effet des particules sur la santé, que ce soit à long ou à court terme, ont considérablement progressé. Les études épidémiologiques abordent ces effets au travers de l'étude des liens entre des indicateurs particulaires et des effets sanitaires.

Ainsi, de nombreuses études épidémiologiques ont étudié l'effet à court terme de l'indicateur PM_{10}, et plus récemment de l'indicateur $PM_{2,5}$. Dans le cadre d'une analyse combinée portant sur 22 villes européennes, l'étude européenne APHEA2 (5) a notamment retrouvé pour la mortalité toutes causes, , un excès de risque relatif de l'ordre de 0,6 % pour la population générale en association avec une augmentation de 10 µg/m^3 des niveaux de PM_{10}. En France, dans le cadre des travaux du Programme de surveillance air et santé (Psas) (6), des associations statistiquement significatives ont également été observées entre les PM_{10} et la mortalité toutes causes, cardio-vasculaire et respiratoire.

Pour les $PM_{2,5}$, les résultats du Psas retrouvent un excès de risque relatif de mortalité totale de 2 % pour une augmentation de 10 µg/m^3 des niveaux de $PM_{2,5}$. Ces résultats ont été confortés par ceux de grandes analyses multi-villes telles que l'étude NMMAPS (National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study) menées aux États-Unis) (7).

Parallèlement à la mise en évidence d'effets aigus, le suivi à long terme de cohortes a permis de documenter les effet de l'exposition chronique aux PM_{10} et $PM_{2,5}$. Les résultats des premières études nord-américaines, publiées au début des années 1990, ont été confortés depuis par plusieurs travaux européens (8), dont le suivi à long terme de l'enquête PAARC (Pollution atmosphérique et affections respiratoires chroniques) (9) en France. Les études disponibles mettent en évidence des augmentations du risque de développer un cancer du poumon ou une maladie cardiopulmonaire (infarctus du myocarde, bronchopneumopathie chronique obstructive, asthme etc.) à la suite d'une exposition à long terme. Ces études ont montré dans leur ensemble que les effets des expositions chroniques aux particules étaient bien plus importants que ceux associés à l'exposition à court terme (d'un facteur 10 au moins).

Les travaux utilisant l'indice de fumée noire sont moins répandus. Les premiers travaux réalisés dans le cadre du programme Erpurs mentionnent des associations significatives avec la mortalité totale, respiratoire te cardiovasculaire, ainsi qu'avec les hospitalisations

(10, 11). Ainsi, il a été estimé une élévation de risque de l'ordre de + 0,7 % (intervalle de confiance à 95 % [0,5 ; 0,9]) de la mortalité totale en lien avec une élévation de 10 µg/m^3 de l'indice de fumée noire sur la période de 1987 à 1998 (12). Ces résultats sont en accord avec ceux de la littérature internationale qui montrent également des effets à court terme (5, 13, 14) ainsi qu'à long terme (15, 16) sur la mortalité totale et cardiovasculaire, ainsi que sur les admissions hospitalières pour causes respiratoires et cardiovasculaires chez les personnes âgées (17) et chez les enfants (18). Pour la mortalité respiratoire, les résultats divergent et des associations sont à la fois significatives (19) comme non significatives (20).

L'indice de fumée noire a constitué une première approche permettant d'estimer la composante carbonée de l'aérosol atmosphérique, les premiers travaux épidémiologiques étant basés sur cet indicateur. Aujourd'hui, se développent la mesure du carbone suie, appelé aussi « Black Carbon » (BC), ou encore celle du carbone élémentaire (EC). Ainsi les travaux les plus récents, faisant l'objet d'une littérature de plus en plus abondante, sont essentiellement basés sur ces deux indicateurs, au détriment des fumées noires.

L'OMS a récemment publié une revue de la littérature sur les effets sanitaires du Black Carbon (21). Dans ce rapport, sont considérés les quatre indicateurs de la composante carbonée de l'aérosol atmosphérique suivants : l'absorbance (Abs), l'indice de fumée noire (BS), le Black Carbon (BC) et le carbone élémentaire (EC). Ces indicateurs se distinguent par la méthode de mesures mais recouvrent les mêmes espèces. Les trois premiers indicateurs (Abs, BS et BC) font appel à des méthodes purement optiques, ils représentent la fraction carbonée absorbant le rayonnement lumineux. S'agissant du carbone élémentaire, sa mesure est basée sur une méthode thermo-optique ; il représente la fraction carbonée réfractaire à relativement haute température. D'un point de vue épidémiologique, puisqu'il s'agit des mêmes espèces, les résultats basés sur ces différents indicateurs sont assimilables mais ils peuvent varier en valeur absolue. Afin de mener une méta-analyse, un facteur de conversion l'indice de fumée noire en carbone élémentaire a été utilisé : une augmentation de 10 µg/m^3 de l'indice de fumée noire est considérée équivalente à une augmentation de 1,1 µg/m^3 de carbone élémentaire (21).

Il faut toutefois rester prudent dans la comparaison des résultats, d'autant plus que la relation entre l'indice de fumée noire et la masse de l'aérosol particulaire (PM) n'est pas univoque, bien qu'il soit exprimé en µg/m^3. En effet, la correspondance des résultats des mesures optiques avec des concentrations massiques dépend du lieu, de la saison et du type de particules de combustion. Or les facteurs de conversion utilisés répondent à des standards européens appliqués sans tenir compte de ces spécificités locales (21).

L'analyse de ces travaux rapporte des liens à court terme entre l'indicateur d'exposition aux indicateurs de la composantes carbonée (BC et assimilés) et mortalité toute cause et cardiovasculaire ainsi qu'avec des hospitalisations cardio-respiratoires. Ces associations apparaissent plus robustes que celles mises en évidence avec les $PM_{2,5}$ et PM_{10}. En effet, dans des modèles multi-polluants incluant divers composés des PM, des études ont montré que le carbone élémentaire et organique restait associé significativement avec la mortalité totale respiratoire et cardiovasculaire (22), et avec les admissions hospitalières pour causes respiratoires et cardiovasculaires (17), après ajustement sur les autres composés.

Ceci suggère que le BC constitue un meilleur indicateur des composantes nocives des particules liées aux combustions que l'indicateur massique global (13, 21, 23, 24). De plus, cet indicateur semble refléter un risque spécifique qui se distingue quantitativement de ceux établis en lien avec les indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10} (21). Ces liens apparaissent plus marqués comparés à ceux estimés pour les $PM_{2,5}$ pour une même élévation de niveau du polluant (concentration massique). Pour une élévation du niveau de concentration correspondant au niveau de l'intervalle interquartile, les niveaux de risque estimés apparaissent équivalents.

2.2.2 Enseignements des études toxicologiques

Les résultats des études épidémiologiques ont été renforcés depuis une dizaine d'années par des travaux de recherche ayant exploré les mécanismes physiopathologiques pouvant expliquer les effets des particules (25). Il ressort notamment de ces travaux que leur nocivité dépend à la fois de leur taille et de leur composition.

Concernant la taille des particules, il est en effet admis qu'elle détermine leur site de déposition dans l'appareil respiratoire : les particules grossières (supérieures à 5 µm de diamètre) sont ainsi arrêtées au niveau du nez et du pharynx, les particules de diamètre compris entre 1 µm et 5 µm sont capables de pénétrer dans la région thoracique et bronchique, et les particules les plus fines (< 1 µm de diamètre) peuvent atteindre les régions bronchiolaires et alvéolaires (26). Par ailleurs les particules les plus fines, en raison de leur petite taille, offrent une surface de contact et une réactivité plus importante à masse égale, peuvent entrainer un stress oxydatif et des inflammations pulmonaires (27), et c'est pourquoi elles sont considérées comme plus préoccupantes en termes de santé publique.

De plus, les effets des particules dépendent de leur origine, et donc de leur composition (28, 29). Des études d'expositions humaines contrôlées ont été réalisées, dans lesquelles les sujets sont exposés à court terme à des concentrations de PM ambiantes, des effluents diesel dilués, du carbone élémentaire pur et des produits de combustion de bois et autres biomasses (30-33). Les effets reliés aux émissions carbonées incluent un stress oxydatif, une inflammation, une peroxydation des lipides et athérosclérose, une variation du rythme cardiaque, une arythmie, et des changements dans les fonctions vasculaires (34). Cependant lorsque l'on s'intéresse aux effets du carbone noir pur, les études montrent qu'une exposition aiguë, à des doses plus élevées que celles trouvées habituellement dans l'air ambiant, n'entraine pas d'effets cliniques significatifs (31, 35).

Des approches toxicologiques in vivo ou in vitro ont testé selon les cas des $PM_{2,5}$ urbaines, des PM de sources diverses, du carbone élémentaire, mais aussi des particules émises par combustion de bois ou autre biomasse et des particules carbonées pures. Les résultats montrent que le carbone élémentaire n'est significativement associé avec aucune réponse toxicologique et cela même chez les espèces les plus sensibles (36), tandis que les acides dicarboxyliques (par exemple l'oxalate, le malonate et le succinate, qui sont transformés dans l'atmosphère à partir de composés semi-volatils provenant de sources de combustion), les métaux de transition provenant de la combustion du pétrole (vanadium, nickel) et les composés minéraux, sont positivement associés à l'activité inflammatoire de particules fines (37-39). La consultation de l'ensemble des études toxicologiques réalisées semblent donc montrer que le carbone seul ne serait pas un des composants les plus toxiques des particules fines, mais serait en fait un transporteur de nombreux composés chimiques organiques et inorganiques, actifs dans les cibles pulmonaires et cardiovasculaires (21).

En conclusion, l'indice de fumée noire apparait comme un indicateur intéressant de la pollution particulaire issue de combustion. En effet, d'une part les particules carbonées émises par les sources mobiles sont majoritairement des particules fines voire ultrafines, particules les plus préoccupantes en termes de santé publique. D'autre part, ces particules carbonées sont vectrices de composés toxiques.

3 | FACTEURS D'ÉVOLUTION DU RISQUE SANITAIRE

Depuis 1990, les liens entre les indicateurs sanitaires et les indicateurs d'exposition à la pollution particulaire étudiés dans les études épidémiologiques, notamment par le programme Erpurs, peuvent avoir été modifiés du fait de l'évolution de la composition, des niveaux et des sources de pollution particulaire, ainsi que de la sensibilité de la population exposée.

3.1 Modification de la pollution particulaire

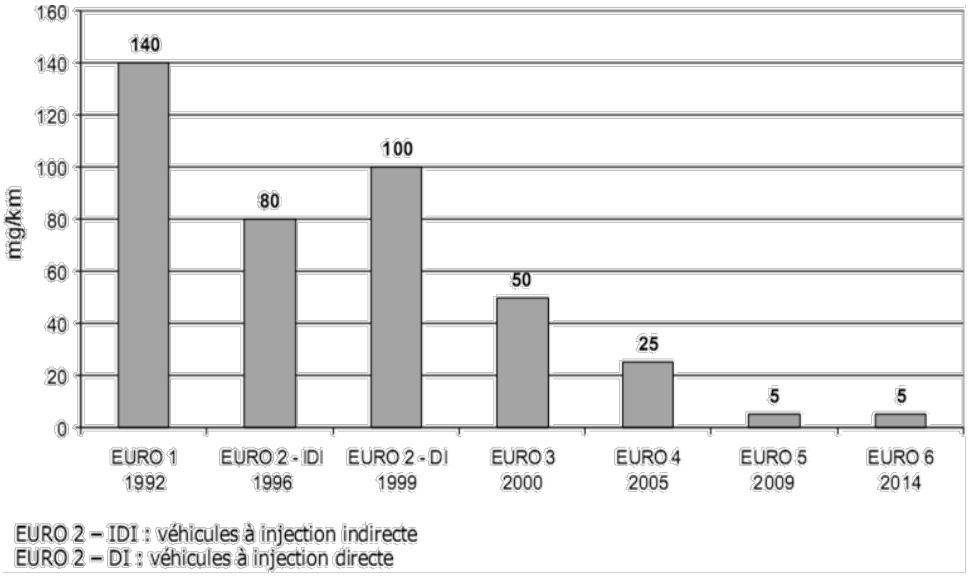
3.1.1 Contexte réglementaire

Les politiques de lutte contre la pollution atmosphérique sont encadrées par un certain nombre de dispositions dont certaines sont réglementaires alors que d'autres sont plus volontaires dans le cadre de conventions ou de protocoles. En matière réglementaire, les directives européennes qui doivent trouver leur traduction en droit français, fixent d'une part, les normes de qualité de l'air (valeurs limites) et d'autre part, les normes d'émissions par secteur, qu'il s'agisse de sources fixes ou mobiles. Pour atteindre les objectifs de qualité de l'air, le dispositif français de lutte contre la pollution de l'air est lui-même encadré par des textes réglementaires qui définissent des outils tels que les plans locaux. Les principaux textes intervenus sur la période de 1990 à 2010 ont été répertoriés et listés en Annexe 1.

Il est difficile d'évaluer l'impact de ces différentes dispositions, toutefois, il apparaît sur la période considérée, que les limites d'émissions dues aux véhicules routiers ont considérablement été durcies sur la période considérée alors que, sur la période antérieure, les efforts de réduction des émissions ont essentiellement concerné les sources industrielles. En effet, depuis, la directive 70/220/CEE du 20 mars 1970 ayant établi des normes d'émissions limites admissibles pour les moteurs à essence et les moteurs Diesel des voitures particulières et des véhicules utilitaires légers, plus de 15 nouvelles directives ont permis d'actualiser les méthodes de mesure et d'introduire régulièrement des valeurs limites maximales autorisées plus sévères. Citons notamment les directives 91/441/CEE et 94/12/CE par lesquelles furent établies les normes Euro 1 et Euro 2, et la directive 98/69/CE, qui a introduit la norme Euro 3 et la norme Euro 4 qui est entrée en vigueur depuis 2005. La Figure 1 résume les limites d'émissions de particules fixées pour les véhicules particuliers à moteurs diesel.

Les normes Euro 1 (arrivée des pots catalytiques sur les véhicules à essence), Euro 2 et Euro 3 ont eu un impact sensible sur les émissions de véhicules commercialisés dans l'Union européenne. Tous les véhicules produits après la norme Euro 4, globalement, doivent émettre 2 fois moins de particules que ceux soumis à la norme Euro 3. Les normes récentes Euro 5 et Euro 6 fixent les émissions de particules à 5 mg/kg pour les véhicules Diesel, applicable aussi aux véhicules essences. La norme Euro 5 impose en plus à tous les nouveaux modèles de voitures Diesel à compter de 2009 l'installation de filtres à particules, et sur les versions Diesel de modèles existants en sortie d'usine à compter de 2011.

Figure 1 : Masse limite de particules tolérée à l'émission pour les véhicules particuliers à moteur diesel (mg/km)



La directive 70/220/CEE et toutes ses directives modificatrices visent spécifiquement les véhicules particuliers et utilitaires légers via les normes Euro, la directive 88/77/CEE vise l'ensemble des véhicules lourds (poids lourds, bus, etc.) équipés d'un moteur Diesel. Cette directive a été mise à jour par la directive 1999/96/CE qui a renforcé les exigences en matière de limitation des émissions polluantes.

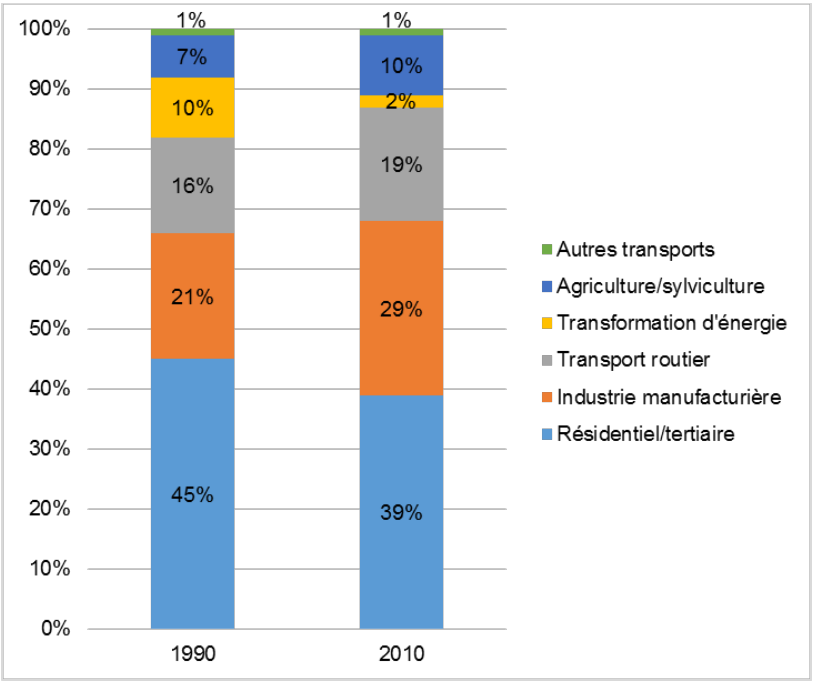
Par ailleurs, la composition de l'essence et des carburants Diesel a été réglementée par la directive 2003/17/CE, qui proscrit l'usage du plomb dans l'essence, oblige la disponibilité de carburants sans soufre en 2005 tout en limitant à 10 ppm la teneur en soufre dans tous les carburants routiers à compter de 2009, et fixe la teneur en benzène à 1 % dans l'essence en 2000. Ces mesures ont ainsi permis la quasi-disparition, notamment en France, des émissions en plomb liées au transport automobile qui représentaient 93 % des émissions totales de plomb en 1990 (40). En ce qui concerne le soufre, les émissions ont diminué de 85 % entre 1960 et 2010 (41), et les émissions induites par le trafic routier sont aujourd'hui négligeables. De plus, l'émission de benzène par le secteur du transport routier a diminué de 72 % entre 2000 et 2010 (41).

Ces évolutions réglementaires, notamment mises en perspective avec l'évolution du parc de véhicules roulant (cf. 3.1.2), ont pu modifier significativement la composition de l'aérosol particulaire en Île-de-France.

3.1.2 Évolution des émissions de particules et contribution des différentes sources

Depuis 20 ans, la répartition des sources d'émission de particules n'a pas été modifiée radicalement, mais a tout de même légèrement évolué, comme présentée sur la Figure 2.

Figure 2 : Contribution de chaque secteur d'émission de $PM_{2,5}$ en 1990 et 2010 dans la France entière



Source: CITEPA Rapport Secten 2012

À l'échelle de la France entière, un premier constat est que le secteur de la transformation d'énergie a quasiment disparu et ne représente plus que 2 % des émissions en 2010 contre 10 % en 1990. Cela est dû principalement au remplacement des centrales thermiques productrices de particules, et notamment de particules carbonées, par des centrales nucléaires, non émettrices de particules.

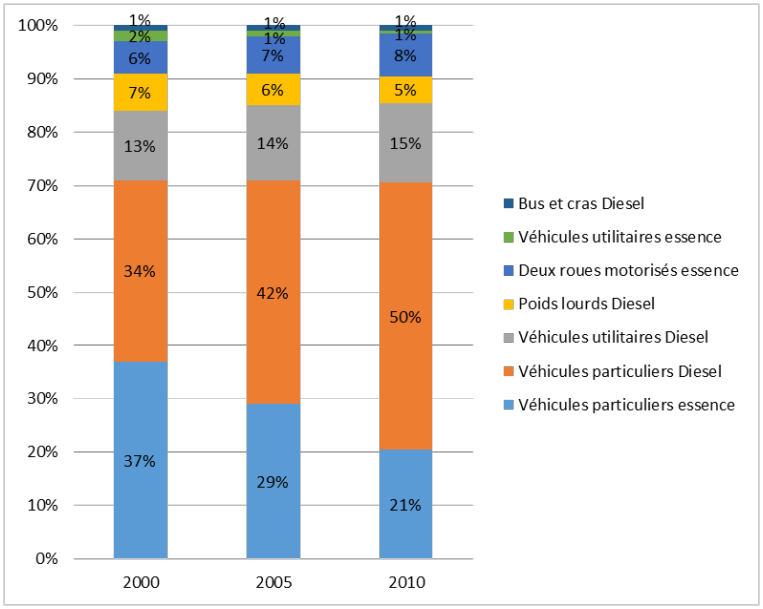
La part du résidentiel/tertiaire quant à elle, même si elle demeure majoritaire, a diminué de 45 % à 39 % en 20 ans, mais depuis 2010 il semblerait que ce domaine reprenne de l'ampleur avec l'encouragement de l'utilisation du chauffage au bois dans le cadre de la lutte contre le réchauffement climatique.

Il apparait ensuite que la contribution du domaine de l'agriculture/sylviculture et de l'industrie manufacturière a augmenté de 3 % et 8 % respectivement (41).

Le secteur routier prend de même une place plus importante, sa contribution ayant augmenté de 3 % en 20 ans. Cette contribution est d'autant plus grande si l'on s'intéresse à la région parisienne. Cela est dû tout d'abord à la croissance constante depuis un demi-siècle du parc statique (en nombre de véhicules) et du parc roulant (en véhicules par km). Le parc statique comptait 14,3 millions de véhicules en 1960 contre 41,3 millions en 2010, les seuls véhicules particuliers augmentant de 5,5 à 31,4 millions. Le parc roulant connait une croissance annuelle de 2,5 % par an de 1992 à 2001, de 0,5 % par an de 2002 à 2007, et de 1,5% de 2008 à 2010 (41). Cette augmentation est nettement marquée pour les deux roues motorisées notamment, qui représentent aujourd'hui plus d'un véhicule sur cinq à Paris. Par ailleurs s'ajoute une diésélisation du parc des véhicules particuliers, avec en 2002, 58 % des véhicules par kilomètres parcourus réalisés par des véhicules

essences, alors que le constat s'inverse en 2012 avec plus de 60 % des véhicules par kilomètres réalisés par des véhicules Diesel (42). La Figure 3 illustre cette tendance pour l'Île-de-France entre 2000 et 2010.

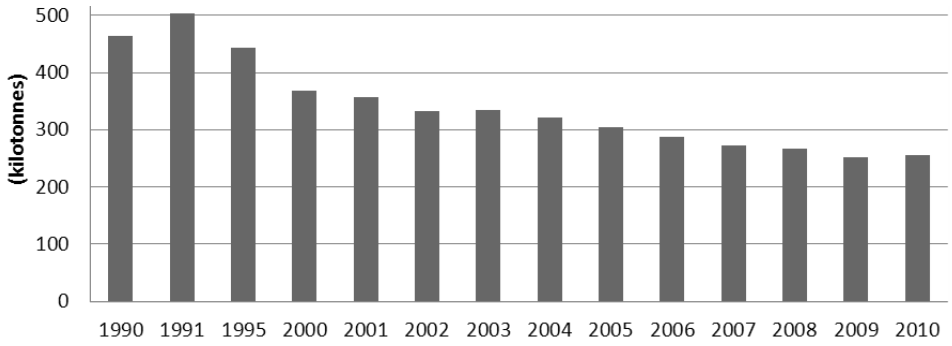
Figure 3 : Évolution de la répartition en véhicules. kilomètres du trafic routier en Île-de-France entre 2000 et 2010 (43)



Source : Airparif

Parallèlement à l'évolution des sources d'émissions, une évolution des niveaux d'émissions de particules est observable sur la période 1990 à 2010 en France, avec une diminution globale de 40 % des émissions de PM_{10} et de 45 % des émissions de $PM_{2,5}$ (41), comme présenté sur la Figure 4.

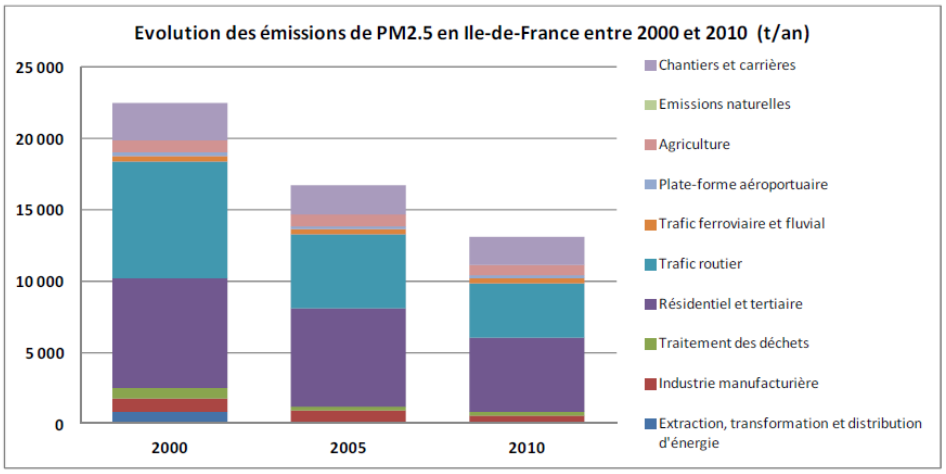
Figure 4 : Émissions de $PM_{2,5}$ en France de 1990 à 2010



Source: CITEPA Rapport Secten 2012

En Île-de-France en particulier, cette diminution concerne l'ensemble des secteurs d'émissions, à l'exception des transports autres que le routier. Ainsi, le secteur de l'industrie manufacturière a diminué les émissions de particules totales de 25 % entre 1990 et 2010, du fait de l'évolution des différentes activités, en particulier des chantiers du BTP, et de la mise en service de techniques de réduction (dépoussiéreurs) sur plusieurs sites industriels (41).

Figure 5 : Évolution des émissions de $PM_{2,5}$ en Île-de-France par secteur entre 2000 et 2010 (43)

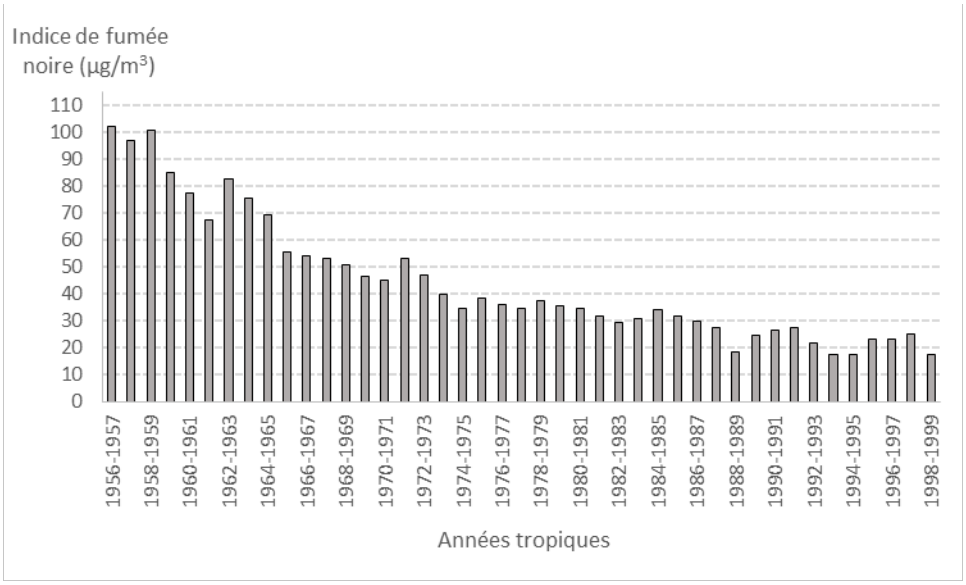


L'émission de particules par le secteur résidentiel/tertiaire a diminué de 47 % entre 1990 et 2010 (41). Les améliorations des performances des équipements bois dans ce sous-secteur qui ont entrainé la diminution de 80 à 95 % des émissions de particules (44), ainsi que l'augmentation des consommations de gaz naturel, expliquent cette réduction.

3.1.3 Évolution du niveau de l'indice de fumée noire et de la composition des particules

D'une moyenne voisine de 100 µg/m^3 dans le milieu des années 50, les niveaux de l'indice de fumée noire à Paris ont progressivement baissé pour atteindre moins de 20 µg/m^3 à la fin des années 90, soit des teneurs divisées par cinq en quarante ans (cf. Figure 6).

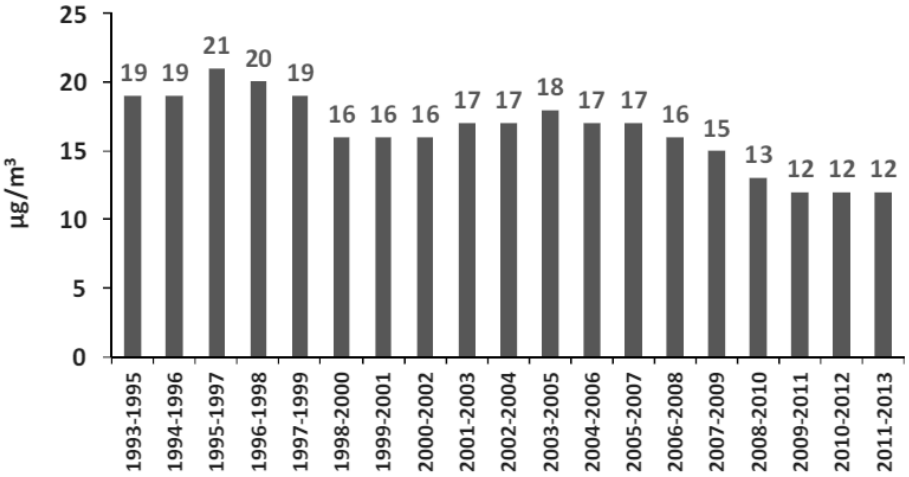
Figure 6 : Évolution des moyennes annuelles des concentrations l'indice de fumée noire à Paris (45)



Cette très forte diminution s'explique en grande partie par les progrès réalisés dans les années 70 en Île-de-France, sur les émissions de polluants des industries et des chauffages : moindre présence de l'industrie en Île-de-France (décentralisation, arrêt de certaines centrales thermiques, programme électro-nucléaire), prise de mesures techniques et réglementaires pour diminuer les émissions industrielles (4).

Sur la période de 1990 à aujourd'hui, d'évolution moins rapide, les niveaux de l'indice de fumée noire dans l'agglomération parisienne ont globalement diminué de moitié (Figure 7). Les teneurs de 2010 à 2013 sont de 12 µg/m^3 et sont les plus faibles historiquement observées (Figure 7).

Figure 7 : Évolution des concentrations moyennes sur 3 ans de l'indice de fumée noire dans l'agglomération parisienne de 1993-1995 à 2011-2013



Source : Airparif

Les émissions de particules ont diminué de façon non négligeable depuis 1990.

Le secteur résidentiel et tertiaire ainsi que le transport routier sont les secteurs les plus contributeurs.

La modification des niveaux d'émissions et de la contribution des différentes sources de particules sont susceptibles de s'accompagner d'une variation de leur composition granulométrique et chimique de la pollution particulaire. Notamment, du fait de la diminution de la contribution des autres secteurs, les émissions du secteur résidentiel et tertiaire, marquées par l'utilisation du chauffage au bois, contribuent aujourd'hui en proportion plus importante aux niveaux de particules. Ainsi, il constitue une source importante de particules fines (46), qui, malgré une diminution de ses émissions, contribuent encore à l'émission de 30 % des $PM_{2,5}$ en hiver (47). Par ailleurs, on constate l'augmentation de la part du trafic automobile dans l'émission de polluants à Paris, associée à une transition des moteurs essences vers les moteurs Diesel, mais aussi à des changements dans la composition des carburants comme évoqué au paragraphe 3.1.1. Cette évolution pourrait donc être à l'origine d'une modification du risque sanitaire associé. En conséquence, Airparif estime que les émissions dues au trafic local ne sont plus composées qu'à 90 % d'espèces carbonées dans la région parisienne (47), ce qui pourrait supposer une part plus importante de la fraction carbonée composant les particules atmosphériques. Cependant cette hypothèse est difficilement vérifiable, la pollution atmosphérique n'étant estimée qu'au travers des niveaux de polluants indicateurs et non de manière exhaustive pour tous ses composants.

En conclusion, les émissions de particules ont diminué de façon non négligeable depuis 1990, et celles-ci sont surtout émises actuellement par le secteur résidentiel et tertiaire ainsi que le transport routier, ce qui a pu modifier leur composition chimique et granulométrique. Cette évolution pourrait donc être à l'origine d'une modification du risque sanitaire associé.

3.2 Évolution des caractéristiques de la population

Des études ont montré que les populations de 65 ans et plus ont un risque de mortalité dû à l'exposition aux fumées noires plus important que la population générale (48). L'âge moyen des personnes âgées augmentant en parallèle avec la proportion de personnes âgées dans la population, cela incite à mieux connaître les conséquences sanitaires de l'exposition à la pollution particulaire.

En France, la proportion de personnes de plus de 65 ans a augmenté de 14 à 17 % de 1991 à 2009 selon l'Insee. En ce qui concerne Paris en revanche, cette proportion est relativement stable, le vieillissement de la population parisienne étant en effet limité par les arrivées de populations jeunes et le départ de retraités. Ainsi dans la capitale, le nombre de 60 ans ou plus a augmenté de seulement 0,5 % par an depuis 1999 alors qu'il a progressé de 1,5 % par an en Île-de-France et de 1,4 % par an en France métropolitaine.

A Paris, entre 1995 et 2007, les gains d'espérance de vie sont de 6 ans pour les hommes et 4 ans pour les femmes, et sont plus importants que pour la France métropolitaine (Tableau 1). Si la durée de vie augmente, quel est l'état de santé durant ces années de vie supplémentaires ? C'est ce que cherche à mesurer l'espérance de vie « en bonne santé », c'est-à-dire « sans limitation d'activité (ou sans incapacité majeure liée à des maladies chroniques, aux séquelles d'affections aiguës ou de traumatismes) » selon la définition de l'Insee.

Tableau 1 : Espérance de vie et espérance de vie en bonne santé en France de 1995 à 2007 (en année)

	Espérance de vie		Espérance de vie en bonne santé	
	Hommes	Femmes	Hommes	Femmes
1995	73,9	81,9	60,0	62,4
2007	77,5	84,3	63,1	64,2
Gain	3,6	2,4	3,1	1,8

Source : Insee et Eurostat

Les gains d'espérance de vie depuis 1995 sont pour l'essentiel des années de vie en bonne santé. En effet, le nombre d'années de vie gagnées en bonne santé et le nombre « global » d'années de vie gagnées entre 1995 et 2007 sont presque équivalents (autour de 3 ans pour les hommes et de 2 ans pour les femmes) (Tableau 1). Cependant, l'espérance de vie en bonne santé diminue légèrement depuis 2006 selon l'Institut national des études démographiques (Ined) et l'Insee.

Les caractéristiques de la population de la zone d'étude sur la période considérée apparaissent relativement stables sur la période considérée. Ce paramètre apparaît donc peu à même de modifier le risque sanitaire dû à la pollution particulaire.

4| MÉTHODE ET DONNÉES

4.1 Schéma d'étude

Le protocole mis en œuvre est, dans son principe général, identique à celui déjà appliqué au cours des derniers travaux Erpurs (12, 49, 50). Il s'agit, dans un premier temps, d'étudier les liens pouvant exister entre les variations journalières des niveaux de l'indice de fumée noire et les variations journalières du nombre de décès par des analyses de séries temporelles. Dans un second temps, il s'agit d'évaluer l'évolution des risques sanitaires liés à la pollution atmosphérique. Ce type d'étude repose sur des données agrégées, son unité d'observation étant le jour.

4.2 Zone et période d'étude

La zone d'étude doit correspondre à une zone géographique dans laquelle réside une population dont l'exposition à la pollution atmosphérique de fond est la plus homogène possible. L'exposition de la population est considérée comme homogène dès lors que les niveaux enregistrés par les stations de mesure sont suffisamment corrélés entre eux et que ces niveaux sont proches en moyenne. La zone d'étude est composée de Paris et des trois départements de la proche couronne : Hauts-de-Seine (92), Seine-Saint-Denis (93), Val-de-Marne (94) et englobe une population de plus de 6,6 millions d'habitants (cf. Tableau 2). Les niveaux journaliers des indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique enregistrés par les stations de fond du réseau Airparif à l'intérieur de cette zone sont relativement homogènes.

Tableau 2 : Répartition des communes d'Île-de-France, de leur superficie et de leur population, en fonction de leur appartenance à la zone d'étude et à l'agglomération* parisienne

	Nombre de communes	Superficie (km^2)	Population
Zone d'étude (75, 92, 93, 94)	124	762,2	6 666 103
Total agglomération parisienne	**412**	**2 723,1**	**10 354 675**
TOTAL ÎLE-DE-FRANCE	1281	12 012,3	11 786 234

*L'agglomération est définie par l'Insee comme un ensemble d'habitations telles qu'aucune ne soit séparée de la plus proche de plus de 200 mètres, et abritant au moins 2000 habitants.
Source : Insee, 2008-2012

L'ensemble des données est disponible pour les années 1992 à 2010. Cependant, le mois d'aout 2003 a été exclu de l'analyse en raison des conditions extraordinaires de mortalité, de températures, et de pollution qui ont été observés lors de l'épisode de canicule.

4.3 Données recueillies et indicateurs

4.3.1 Indicateurs sanitaires

Pour la période du 1er janvier 1992 au 31 décembre 2010, les données concernant le nombre journalier de décès ont été obtenues auprès du CépiDC (Inserm).

Encadré 1 . **Les certificats de décès**

Les statistiques concernant le nombre de décès sont établies à partir du certificat de décès. Rempli obligatoirement par un médecin, il comporte des renseignements sur l'âge, l'adresse du défunt et les causes principales et immédiates du décès. Le codage des causes de décès est réalisé d'après la Classification Internationale des Maladies révision CIM-10, sous contrôle médical et de façon centralisée afin d'assurer l'homogénéité du traitement statistique.

4.3.2 Indicateurs d'exposition à la pollution particulaire

Les données de pollution atmosphérique ont été obtenues auprès d'Airparif qui gère le réseau de mesures de la qualité de l'air en Île-de-France. Le polluant retenu pour cette étude est l'indice de fumée noire, seul indicateur pour lequel Airparif effectue des mesures depuis 1991 (cf. § 2.1). Seuls les niveaux mesurés par les stations de fond situées dans la zone d'étude ont été sélectionnées. Les stations de fond sont situées à distance des sources importantes de pollution atmosphérique (axes routiers, zones industrielles,...). Les stations mesurant l'indice de fumée noire fournissent des données journalières (valeurs intégrées sur 24 heures).

Les mesures réalisées par les stations de fond du réseau Airparif sont utilisées pour estimer l'exposition moyenne de la population à la pollution atmosphérique. La construction d'un indicateur d'exposition unique pour l'ensemble de la zone d'étude à partir de ces mesures suppose que les variations d'un jour à l'autre des niveaux mesurés par ces stations sont représentatives des variations d'un jour à l'autre de la moyenne des expositions individuelles au sein de la zone étudiée. Deux méthodes principales ont permis la construction de cet indicateur d'exposition :

- Lorsque les stations sélectionnées fournissent une valeur journalière, la moyenne arithmétique de ces valeurs est calculée et constitue la valeur journalière de l'indicateur.
- Lorsque les stations sélectionnées ne fournissent aucune valeur, la valeur journalière de l'indicateur est considérée comme manquante. Les valeurs manquantes sont reconstituées à l'aide de la « méthode des moyennes saisonnières » lorsque la période de valeur manquante ne dépasse pas 15 jours consécutifs et à l'aide de la « méthode de régression linéaire » lorsqu'elle dépasse 15 jours consécutifs.

4.3.3 Indicateurs météorologiques

L'association entre pollution particulaire et mortalité nécessite la prise en compte de facteurs de confusion, qui agissent à la fois sur la pollution et sur la santé, et peuvent biaiser l'estimation du risque. Dans cette étude, la météorologie a été prise en compte comme facteur de confusion connu. En effet, un jour donné, les concentrations ambiantes en polluants dépendent fortement des conditions météorologiques qui influencent à la fois les émissions et les phénomènes de dispersion atmosphérique. Parallèlement, il est démontré que certaines situations météorologiques influencent l'état de santé et notamment la mortalité. Les températures moyennes journalières (en degrés Celsius, °C) ont été recueillies par Météo-France sur la station du parc Montsouris (Paris XIVe).

4.4 Modélisation

L'étude des relations à court terme entre des indicateurs de pollution atmosphérique et des indicateurs de santé fait appel habituellement aux méthodes de modélisation de séries temporelles. Le principe de l'analyse de séries temporelles est de relier les variations d'un jour à l'autre de l'indicateur de l'état de santé d'une population aux variations d'un jour à l'autre des niveaux de pollution.

L'événement sanitaire modélisé est un nombre de cas supposé suivre un processus non-stationnaire de Poisson sur-dispersé.

Le nombre de décès Y_t suit une loi de quasi-Poisson dont l'espérance μ_t est modélisée par le modèle linéaire généralisé :

$$\begin{cases} Y_t \sim \mathrm{q}P(\mu_t) \\ \log(\mu_t) = FN_t\gamma(t) + S(t) + X_t\beta \end{cases}$$

Ces séries sont sujettes à une forte autocorrélation, et à des saisonnalités (hebdomadaires et mensuelles) souvent importantes, qui sont susceptibles d'induire une estimation biaisée de l'effet de la pollution atmosphérique (51). Afin de tenir compte de ces liens structurels, un ajustement est réalisé sur les jours de la semaine, les jours fériés et les vacances scolaires, qui sont introduits dans le modèle sous la forme de variables discrètes. Les variations saisonnières et tendancielles ***S(t)*** de mortalité sont prises en compte en utilisant une *spline* naturelle. Une *spline* naturelle des jours de l'étude à 8 degrés de liberté par an a été intégrée au modèle. Le choix de cette méthode de lissage s'est effectué avant tout pour des raisons de temps de calcul, prohibitif en ayant recours à des *splines* de régression pénalisées, habituellement utilisées dans les études Erpurs (49, 52).Les 8 degrés de liberté par an laissés à la fonction de lissage étaient déterminés de manière à minimiser l'autocorrélation des résidus.

Les modèles sont par ailleurs ajustés sur un ensemble de covariables $\boldsymbol{X_t}$ susceptibles de confondre la relation entre la mortalité et les expositions aux polluants.

S'agissant des indicateurs météorologiques, la température moyenne du jour (retard 0), et la moyenne des températures moyennes de la veille et des 3 jours précédents (retards 1-3) étaient introduites à l'aide de *splines* naturelles à 6 degrés de liberté.

Le coefficient *γ(t)* associé au polluant était modélisé selon quatre modèles afin de tester quatre hypothèses d'évolution du risque :

(M-1) Pas de variation dans le temps : $\gamma(t) = \gamma_0$;

(M-2) Une interaction linéaire avec le temps : $\gamma(t) = \gamma_0 + \gamma_1 t$;

(M-3) Une interaction avec 4 sous périodes des années analysées (1992-1996, 1997-2001, 2002-2005 et 2006-2010) :

$$\gamma(t) = \gamma_1 \mathbf{1}_{1992-1996}(t) + \gamma_2 \mathbf{1}_{1997-2001}(t) + \gamma_3 \mathbf{1}_{2002-2005}(t) + \gamma_4 \mathbf{1}_{2006-2010}(t) ;$$

(M-4) Une interaction avec le temps sous forme de spline de régression pénalisée :

$$\gamma(t) = s(t).$$

L'ensemble des analyses a été réalisé au moyen du logiciel R (version 3.2.3) et des packages mgcv (1.8.11) et splines (3.2.3).

4.5 Évaluation de la capacité des modèles à mesurer l'évolution du risque dans le temps

Afin d'évaluer la capacité des modèles 2 à 4 à détecter et à évaluer correctement une modification du risque de la pollution, des analyses de simulations ont été conduites. Le polluant retenu pour les simulations est le dioxyde d'azote (NO_2).

On se base sur le modèle 1 pour réaliser des simulations. Dans un premier temps, on modélise l'ensemble des variations de la mortalité qui peuvent s'expliquer par les covariables dans X_t et dans la saisonnalité $S(t)$ avec le modèle :

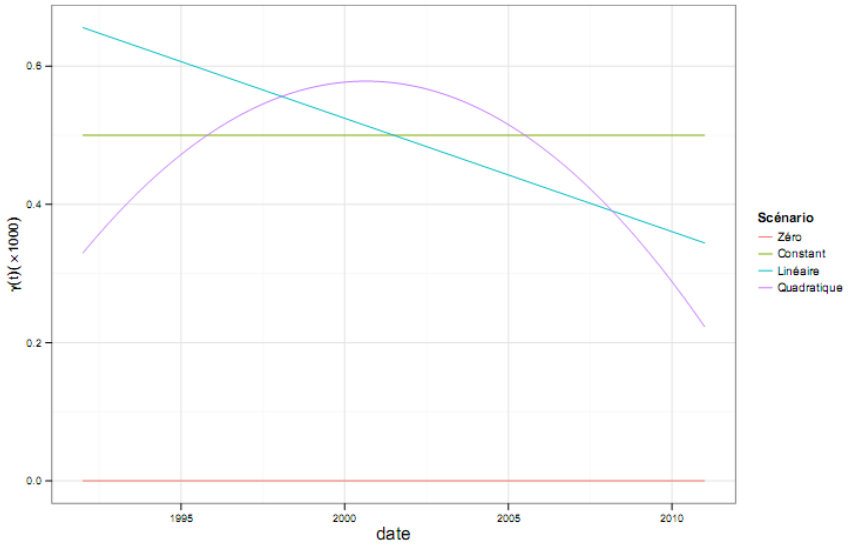
$$\begin{cases} Y_t \sim P(\mu_t^*) \\ \log(\mu_t^*) = S(t) + X_t\beta \end{cases}$$

S(t) et ***β*** sont ensuite utilisés pour générer Y_i^s, i = 1 ... 250 séries de nombre quotidien de décès à partir d'une loi de Poisson de moyenne μ^*_t exp($\gamma(t)$Polluant$_t$), où $\gamma(t)$ exprime le lien entre la pollution et la mortalité selon les scenarios suivants :

- **(S-1)** Pas d'effet de la PA : $\gamma(t) = 0$;
- **(S-2)** Un effet constant de la PA : $\gamma(t) = \gamma_0$;
- **(S-3)** Un effet de la PA qui décroit linéairement avec le temps : $\gamma(t) = \gamma_0 - \gamma_1 t$;
- **(S-4)** Un effet de la PA qui varie de manière quadratique avec le temps : $\gamma(t) = \gamma_0 - \gamma_1 t + \gamma_3 t^2$

Les coefficients γ_i (i = 0; 1; 2) ont été choisis de façon à ce que l'effet moyen de la pollution soit de 0,5 % pour une augmentation de 10 µg/m^3 sur des niveaux de polluants sur l'ensemble de la période d'étude. Pour le modèle linéaire, γ_1 était choisi pour que les effets de la pollution diminuent de moitié sur la période. Pour le modèle quadratique, γ_1 et γ_2 étaient choisis pour refléter un maximum des effets au milieu de la période d'étude. Pour les modèles linéaires et quadratiques. Ces quatre scénarios sont illustrés sur la Figure 8.

Figure 8 : Liens entre polluants et mortalité utilisés dans les simulations



4.6 Comparaison avec les risques liés aux PM

Une comparaison des effets à court terme des expositions aux particules en suspension telles que mesurées par l'indice de fumée noire et les indicateurs de particules PM_{10} et $PM_{2,5}$ a par ailleurs été réalisée en utilisant le modèle principal d'analyse, avec un effet du polluant ne variant pas dans le temps. Les modèles ont été évalués sur la période 2000-2006, sur laquelle les trois indicateurs étaient disponibles. La période 2007-2010 n'a pas été retenue pour l'analyse, la méthode de mesure des PM ayant été modifiée en 2007 pour prendre en compte la fraction volatile des particules fines.

4.7 Estimation du risque relatif et présentation des résultats

Dans notre zone d'étude, le coefficient associé aux effets sanitaires des fumées noires a été estimé pour chaque modèle. À partir de ce coefficient, un excès de risque relatif pour une augmentation journalière de 10 µg/m^3 du niveau de l'indice de fumée noire considéré a été calculé.

Par ailleurs, l'augmentation du risque de décès associé aux expositions aux fumées noires a été traduite en termes de nombre de décès attribuables à cette exposition sur la période analysée. L'intérêt de cette démarche est de rendre compte de l'impact de cette exposition en termes de nombre de décès anticipés, et permet de donner une quantification synthétique à la fois des niveaux de risque, des niveaux d'exposition et des niveaux de mortalité.

Sous l'hypothèse d'absence de seuil, le nombre de décès attribuables aux expositions aux fumées noires se calcule de la manière suivante (53) :

$$\mathrm{NA} = \sum (1 - e^{-\gamma(t) F N_t}) N_t$$

où N_t représente le nombre de décès d'un jour donné.

5| RÉSULTATS

LES POINTS ESSENTIELS

> Les analyses n'ont pas permis de détecter une éventuelle modification du risque sanitaire pour une élévation à court terme du niveau de polluant ; le risque est toujours présent et de même intensité.

> Sur la période 1992-2010, une hausse de 10 µg/m^3 des niveaux moyens de l'indice de fumée noire s'accompagne d'une augmentation de l'ordre de 0,4 % du nombre quotidien de décès, ce qui est comparable aux risques estimés à partir des indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10} ;

> La diminution des niveaux de polluants a permis un bénéfice appréciable en termes de santé publique entre 1992 et 2010. Cela se traduit par une diminution de près des deux tiers du pourcentage de décès attribuables. En 2010 cependant, plus de 150 décès anticipés pouvaient encore être attribués à l'exposition à court terme aux fumées noires à Paris et en proche couronne.

5.1 Description des indicateurs

5.1.1 Indicateurs de mortalité

En moyenne, sur la période d'étude, 114 décès quotidiens ont été enregistrés. Le détail de la distribution sur la période d'étude de ces nombres de décès quotidiens est présenté dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Distribution du nombre quotidien de décès pour toutes causes non accidentelles à Paris et en proche couronne sur la période 1992-2010

Minimum	P5*	Moyenne	Médiane	P95*	Maximum	Ecart-type
61	87	113	112	144	193	17

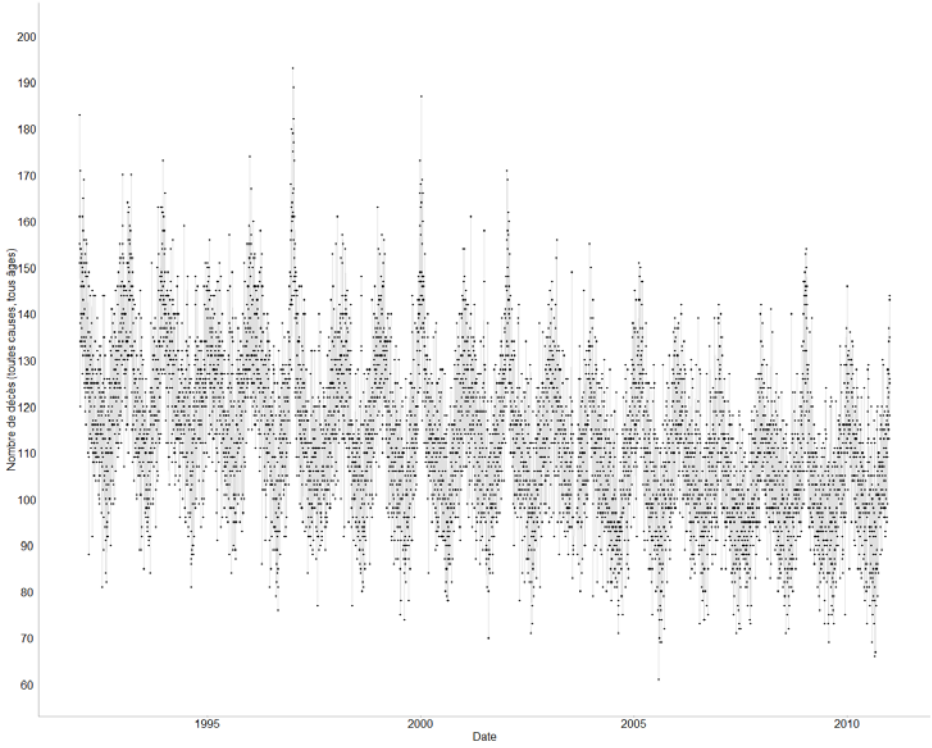
*P5 et P95 : 5^e et 95^e percentile[1]

La Figure 9 présente la série du nombre de décès quotidiens sur la période de 1992 à 2010. Une tendance à la diminution est observée sur la période d'étude.

---

[1] le niveau moyen journalier des 5 % des jours les moins pollués se situent en dessous du P5 et le niveau moyen journalier des 5 % de jours les plus pollués se situent au-dessus du P95.

Figure 9 : Série du nombre de décès quotidiens pour toutes causes non accidentelles à Paris et proche couronne sur la période 1992 – 2010



5.1.2 Indicateurs d'exposition

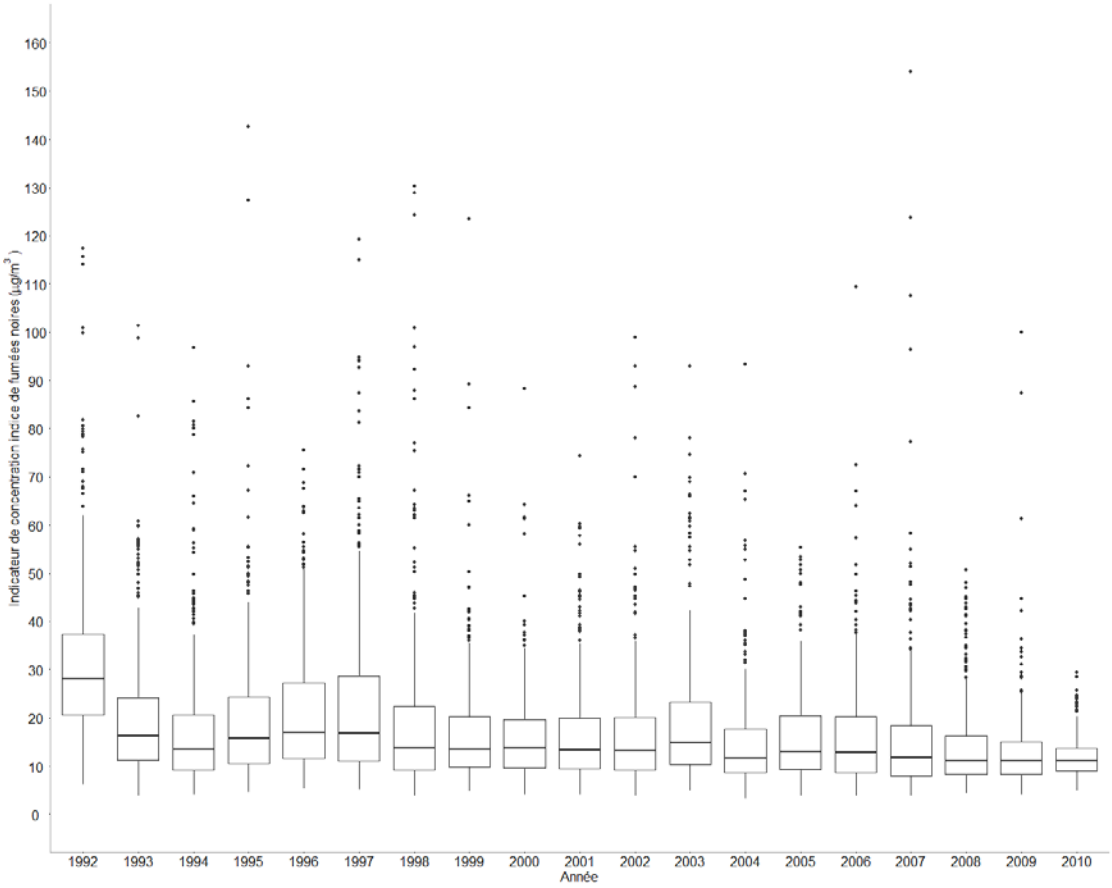
En moyenne, sur la période d'étude, les niveaux de l'indice de fumée noire étaient de 18,1 µg/m^3. Le Tableau 4 présente la distribution des niveaux quotidiens de l'indice de fumée noire ; la description détaillée par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 3 est présentée en Annexe 2.

Tableau 4 : Distribution du niveau de l'indice de fumée noire (µg/m^3) à Paris et proche couronne sur la période d'étude 1992-2010

	Minimum	P5	Moyenne	Médiane	P95	Maximum	Ecart-type
Hiver	3,8	6,8	21,8	17,3	54,5	154,0	16,8
Eté	3,1	6,0	14,4	12,0	31,3	94,7	8,6
ANNÉE ENTIÈRE	3,1	6,3	18,1	13,7	44,7	154,0	13,9

La figure suivante présente la distribution annuelle des niveaux quotidiens de l'indice de fumée noire sur la période d'étude (cf. Figure 10).

Figure 10 : Distribution annuelle des niveaux quotidiens de l'indice de fumée noire (µg/m^3) à Paris et proche couronne sur la période d'étude de 1992 à 2010



5.1.3 Données météorologiques

Le Tableau 5 présente pour la période d'étude la distribution des températures journalières moyennes ; la description détaillée par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 4 est présentée en Annexe 2.

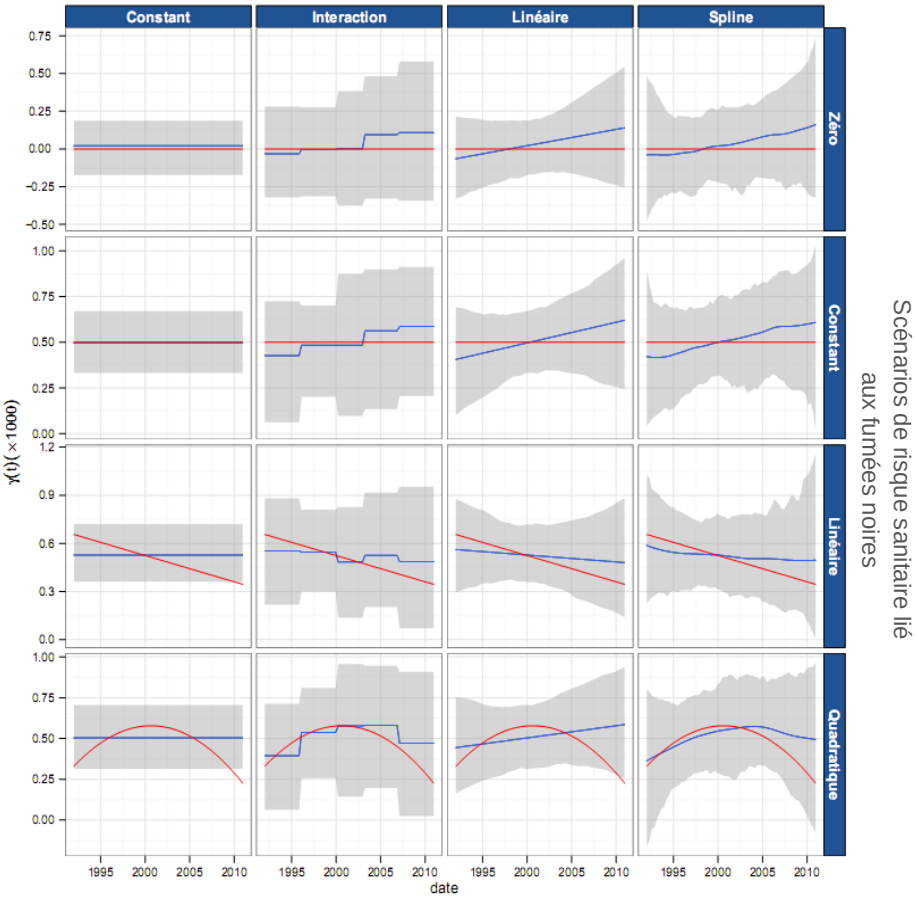
Tableau 5 : Distribution des températures journalières moyennes en °C à Paris et proche couronne sur la période du 01/01/1992 au 31/12/2010 (en excluant la période de canicule)

	Minimum	P5	Moyenne	Médiane	P95	Maximum	Ecart-type
Hiver	-9,3	0,1	7,6	7,9	14,8	20,4	4,4
Été	3,6	9,4	17,1	17,2	24,5	29,4	4,4
ANNÉE ENTIÈRE	-9,3	1,6	12,3	12,3	22,8	29,4	6,5

5.2 Résultats des simulations

Les résultats des simulations sont présentés sur la Figure 11. Pour chaque scénario de simulation (en ligne) et pour chaque modèle des effets du polluant (en colonne), l'effet moyen des 250 simulations est représenté en bleu, et l'intervalle de fluctuation à 95 % des simulations par les bandes grises. Les lignes rouges représentent le « vrai » effet du polluant d'après le scénario envisagé.

Figure 11 : Estimations moyennes (trait bleu), intervalles de confiance empirique à 95 % (zones grises) des modèles d'après les simulations. Les lignes rouges représentent le « vrai » effet du polluant.



Les intervalles de fluctuation des estimateurs recouvrent largement les effets que l'on cherche à mesurer, cela dénote un manque de puissance pour mettre en évidence une modification du risque telle que celle que l'on cherche à étudier dans nos scénarios de simulation.

Les simulations montrent par ailleurs l'existence d'un biais potentiel dans les évaluations. En effet, pour les scénarios de risque nul ou constant (S-1 et S-2), les modèles 2 à 4 montrent en moyenne un risque croissant sur la période. A l'inverse, pour le scénario S-3, pour lequel le risque est décroissant, ces modèles minorent en moyenne l'estimation de cette décroissance.

Ce résultat se retrouve dans les tests de comparaison de modèles du Tableau 6, dans lequel on voit que le pourcentage de rejet de l'hypothèse nulle de risque constant, est plus important pour les scénarios où le risque est effectivement constant, que dans celui où le risque décroit linéairement. Globalement, les tests de comparaison de modèles montrent un manque de puissance, l'hypothèse nulle de risque constant n'étant rejetée dans au mieux que 20 % des cas lorsque le risque simulé n'est pas linéaire.

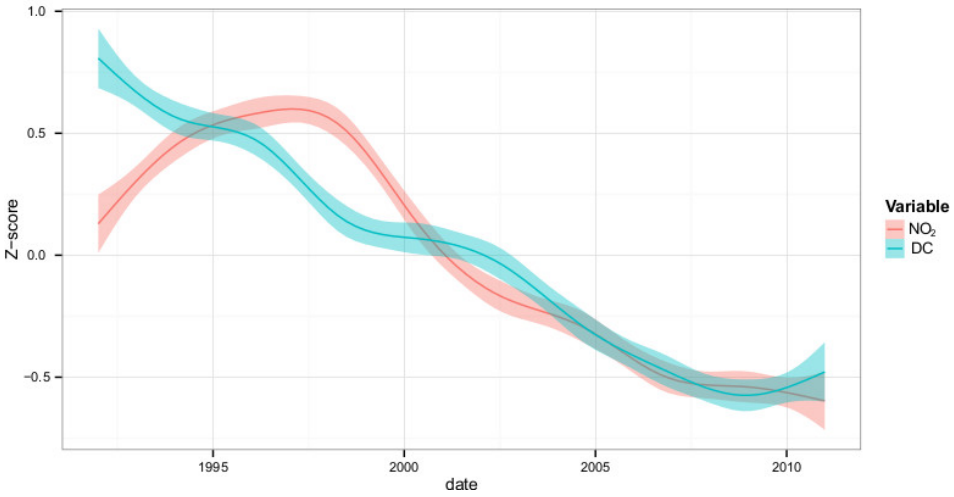
Tableau 6 : Pourcentage de rejet de l'hypothèse nulle (H_0 : coefficient nul ou constant) au seuil de 5 % dans les 250 simulations*

γ(t)	Modèle			
	Constant	Linéaire	Interaction	Spline
Zéro	6	10,4	7,2	20,4
Constant	100	11,6	6,0	18,8
Linéaire	100	4,4	3,2	10,4
Quadratique	100	6,4	10,4	20,0

* Pour le modèle constant, l'hypothèse porte sur la nullité du coefficient associé au polluant (test de Student). Pour les autres modèles, le test porte sur une comparaison du modèle constant avec le modèle à coefficient variable dans le temps (Anova avec test de Fisher)

Ce biais pourrait résulter d'une incapacité des modèles à bien prendre en compte les composantes tendancielles de la mortalité et du polluant (ici le NO_2), qui sont d'autant plus proches que l'on se rapproche de 2010 (cf. Figure 12).

Figure 12 : Évolution tendancielle des concentrations en NO_2 et du nombre de décès sur la période d'étude



5.3 Liens entre le nombre de décès et l'indice de fumée noire et évolution du risque sanitaire

Nous rappelons au préalable que la période de canicule du mois d'aout 2003 a été exclue de l'analyse, les résultats présentés dans ce chapitre n'en tiennent donc pas compte.

Les résultats chiffrés figurent dans le Tableau 7 sous forme d'excès de risque relatif et sont présentés sur les Figure 13 et Figure 14 sous forme de graphique.

Sur la période 1992-2010, une hausse de 10 µg/m³ des niveaux moyens de l'indice de fumée noire s'accompagne d'une augmentation de l'ordre de 0,4 % du nombre quotidien de décès.

Tableau 7 : Pourcentage d'augmentation et intervalle de confiance à 95 % du nombre de décès liés à une hausse de 10 µg/m³ du niveau de l'indice de fumée noire du jour et de la veille pour les quatre périodes de 1992 à 2010

	MODÈLES			
	Constant	Linéaire	Interaction	Spline
[1992,1996]	0,36 [0,11 ; 0,60]	0,39 [0,04 ; 0,74]	0,29 [0,11 ; 0,6]	0,39 [0,04 ; 0,74]
]1996, 2001]	0,36 [0,11 ; 0,60]	0,36 [0,11 ; 0,61]	0,41 [0,11 ; 0,6]	0,36 [0,11 ; 0,61]
]2001, 2006]	0,36 [0,11 ; 0,60]	0,34 [0,03 ; 0,64]	0,64 [0,10 ; 0,17]	0,34 [0,13 ; 0,64]
]2006, 2010]	0,36 [0,11 ; 0,60]	0,31 [-0,15 ; 0,77]	0,36 [-0,44 ; 0,64]	0,31 [-0,16 ; 0,77]

Ces résultats confirment premièrement l'existence d'un lien positif et significatif entre les particules et la mortalité totale et non accidentelle. Ainsi, sur la période 1992-2010, une hausse de 10 µg/m^3 des niveaux moyens de l'indice de fumée noire s'accompagne d'une augmentation de l'ordre de 0,4 % du nombre quotidien de décès.

En ce qui concerne l'évolution du risque sur la période, aucun des modèles cherchant à prendre en compte une modification du risque avec le temps ne permet de conclure. Les résultats des tests LRT (Likelihood Ratio Test) de comparaison des modèles sont présentés dans le Tableau 8. Le modèle à effet constant est comparé au modèle nul (sans aucun effet du polluant), et les autres modèles sont comparés au modèle constant. Aucune différence significative n'est observée pour les modèles concernant un effet linéaire, interaction ou spline, avec des p-values supérieures à 0,05.

Figure 13 : Coefficients associés au polluant des modèles M-1 à M-4 appliqués à la mortalité totale non accidentelle de Paris et de la proche couronne pour 1992-2010

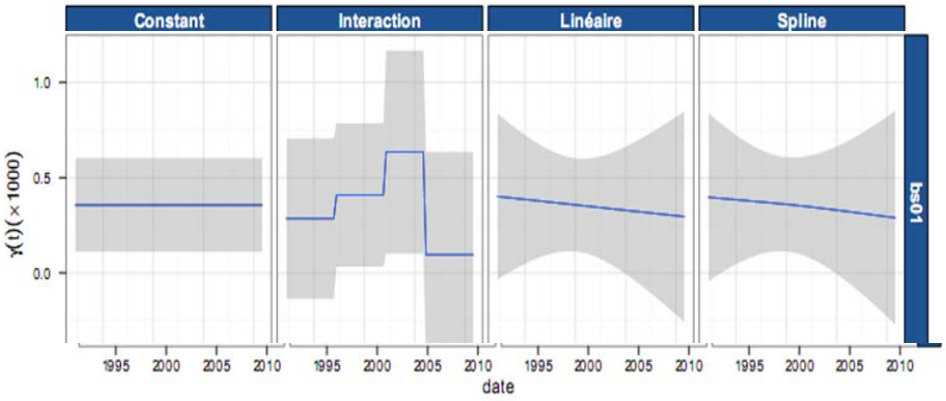


Figure 14 : Excès de risque relatif de décès associés à une hausse de 10 µg/m^3 des niveaux d'indice de fumée noire du jour et de la veille estimé pour les quatre périodes de 1990 à 2010

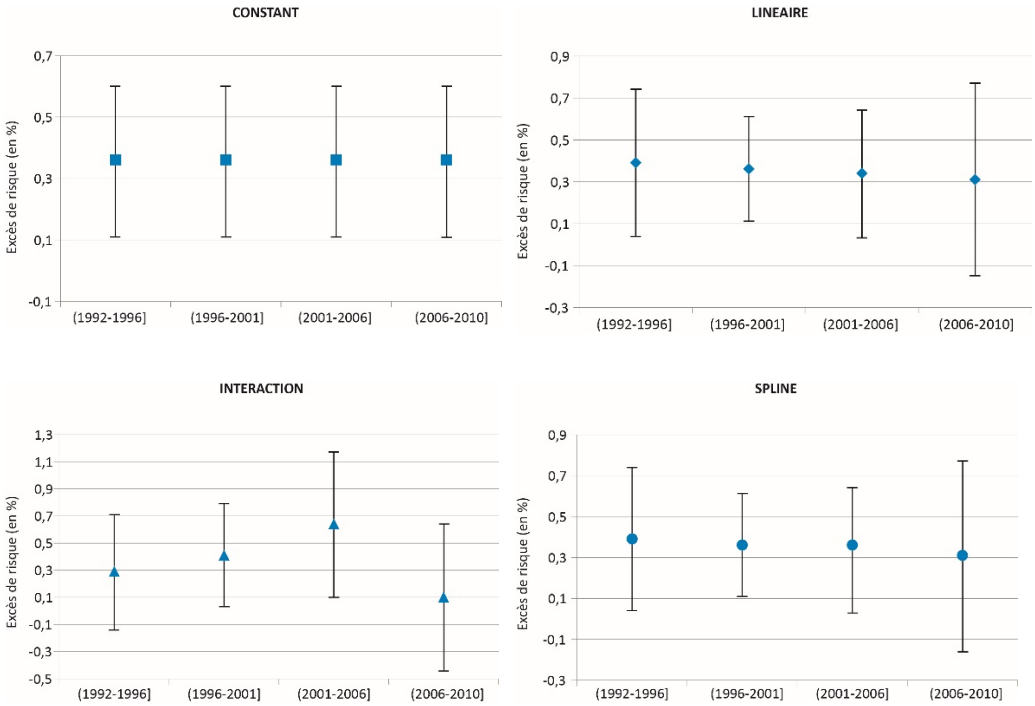


Tableau 8 : Résultats des tests de comparaison de modèles Likelihood Ratio Test

	Modèles			
	Constant	Linéaire	Interaction	Spline
BS	<0,05	0,81	0,52	0,76

5.4 Comparaison des risques estimés pour l'indice de fumée noire et les indicateurs PM

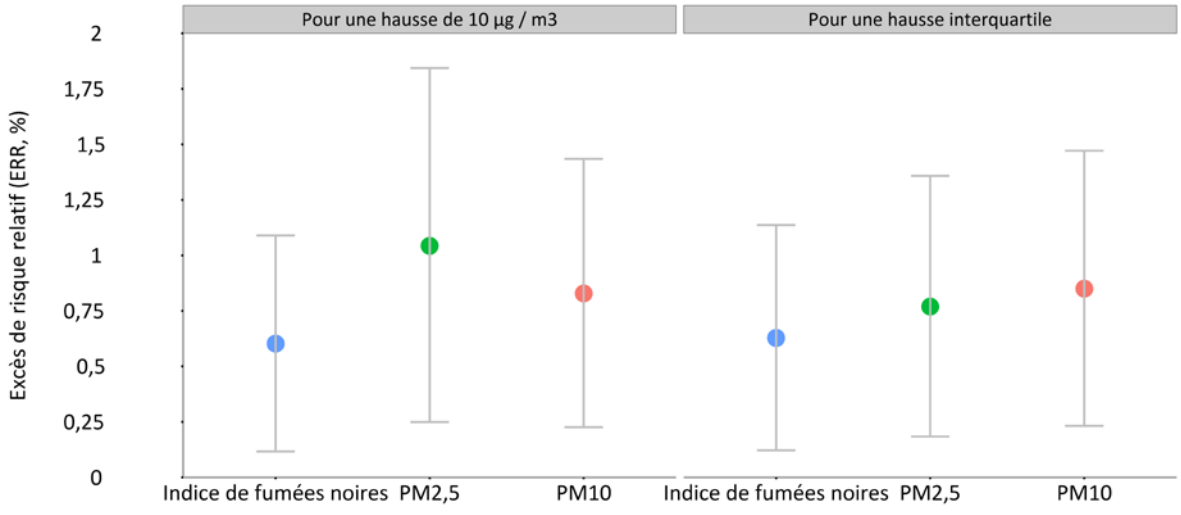
La Figure 15 présente le pourcentage d'augmentation du nombre de décès associé à l'exposition aux particules, mesurées par l'indice de fumée noire et les indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10} sur la période 2000-2006.

Les niveaux de risque estimés pour les PM et les fumées noires sont comparables.

Pour 2000-2006, une augmentation de 10 µg/m^3 du niveau de l'indice de fumées noire est associée à 0,6 % d'augmentation du nombre de décès quotidiens. Ce pourcentage s'élève respectivement à 0,8 % et à 1 % pour les PM_{10} et les $PM_{2,5}$. Ces pourcentages ne sont pas significativement différents entre les trois indicateurs.

Afin de représenter les risques pour une variation des niveaux journaliers de polluants plus proche des variations quotidiennes observée durant la période d'étude, c'est-à-dire en sans considérer les deux quarts extrêmes, les résultats ont également été exprimés (cf. Figure 15) pour une élévation de l'intervalle interquartile des niveaux de polluants (soit 10,4 µg/m^3 pour les niveaux de l'indice de fumée noire et respectivement 7,4 et 10,3 µg/m^3 pour les niveaux de $PM_{2,5}$ et PM_{10}). Cet intervalle se calcule comme la différence entre les percentiles à 25% et 75%[1] de la distribution des niveaux de polluants. Ainsi, les niveaux de risque obtenus apparaissent très proches.

Figure 15 : Augmentation du nombre quotidien de décès (en %) pour une hausse de 10 µg/m^3 ou d'un intervalle interquartile des niveaux de particules mesurés par l'indice de fumée noire et les indicateurs $PM_{2,5}$ et PM_{10} sur la période 2000-2006



---

[1] Le percentile à 25% (respectivement 75%) de la distribution des niveaux de pollution correspond au niveau le plus haut (respectivement le plus bas) observé lors des 25% de jours les "moins pollués" (respectivement les "plus pollués") de la période étudiée.

5.5 Évaluation quantitative de l'impact sanitaire des fumées noires

La diminution des niveaux de polluants a permis un bénéfice appréciable en termes de santé publique entre 1992 et 2010.

Le nombre de décès attribuables aux niveaux de fumées noires calculé à partir de l'estimation du risque à court terme obtenue avec le modèle constant, est présenté dans le Tableau 9.

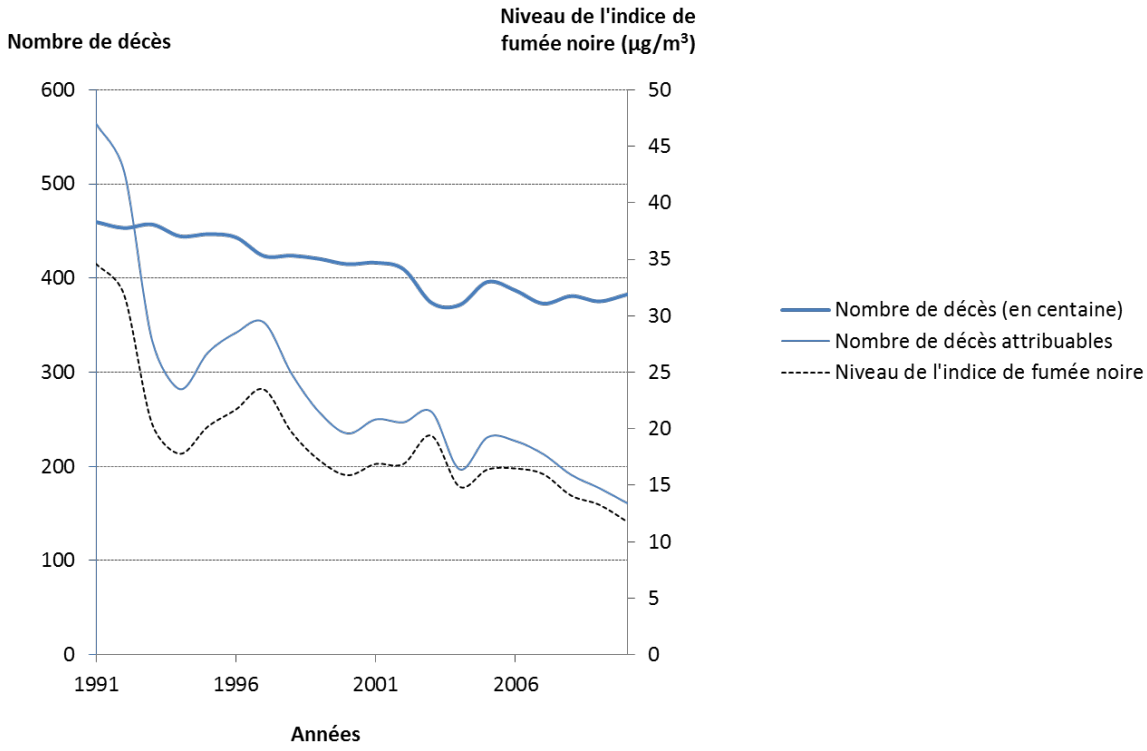
Cette quantification du nombre de décès attribuables montre que, même si les risques associés à une élévation des niveaux de l'indice de fumée noire n'ont pas évolué de manière statistiquement « visible » lors de ces 20 dernières années, la diminution des niveaux (d'un tiers entre 1992 et 2010), tel qu'illustré sur la Figure 16, a permis un bénéfice appréciable en termes de santé publique. Cela se traduit par une diminution de près des deux tiers du pourcentage de décès attribuables. En 2010 cependant, plus de 150 décès anticipés pouvaient encore être attribués aux fumées noires à Paris et proche couronne.

Tableau 9 : Évaluation quantitative de l'impact sanitaire des fumées noires : nombre de décès attribuables par année

Année	Nombre de décès	Niveau moyen de l'indice de fumée noire	Nombre de décès anticipés attribuables	Pourcentage de décès attribuables
1992	45 324	31,9	513	1,13 %
1993	45 707	20,5	334	0,73 %
1994	44 449	17,8	282	0,63 %
1995	44 673	20,2	321	0,72 %
1996	44 333	21,7	342	0,77 %
1997	42 354	23,5	353	0,83 %
1998	42 396	19,7	298	0,70 %
1999	42 037	17,2	257	0,61 %
2000	41 480	15,9	235	0,57 %
2001	41 643	16,9	250	0,60 %
2002	40 942	16,9	247	0,60 %
2003*	37 381	19,4	258	0,69 %
2004	37 145	14,9	197	0,53 %
2005	39 607	16,4	231	0,58 %
2006	38 688	16,5	227	0,59 %
2007	37 296	16,0	213	0,57 %
2008	38 094	14,1	191	0,50 %
2009	37 537	13,3	177	0,47 %
2010	38 272	11,8	161	0,42 %

* Hors canicule

Figure 16 : Nombre de décès annuels attribuables à l'exposition à court terme aux fumées noires, niveaux moyens de l'indice de fumée noire et nombre total de décès annuels



6| DISCUSSION ET PERSPECTIVES

LES POINTS ESSENTIELS

- Malgré des arguments en faveur d'une modification du risque sanitaire, les résultats de cette évaluation ne permettent pas de mettre en évidence une modification du risque sur cette période.
- Des développements méthodologiques s'avèrent encore nécessaires afin d'estimer des modifications de risque faibles et difficiles à détecter à l'aide des outils actuels.
- Ces résultats soulèvent la complexité d'évaluer la nocivité des différentes composantes de la pollution particulaire. Des approches multi-polluants sont nécessaires afin de mieux appréhender les effets synergiques des polluants et de mieux comprendre l'évolution de la nocivité de l'aérosol particulaire.

Les objectifs de cette étude étaient de mesurer et d'expliquer l'évolution du risque de décès lié aux expositions aux particules au cours d'une période de près de 20 ans de 1992 à 2010 en Île-de-France.

Cette étude confirme l'association positive et significative entre l'exposition aux particules carbonées et la mortalité totale non accidentelle.

Cette étude confirme l'existence d'un lien positif et significatif entre l'exposition aux particules carbonées et la mortalité totale non accidentelle. L'intensité de ces liens apparaît du même ordre de grandeur que ceux estimés lors des précédentes études Erpurs (12). Les risques estimés sur la même période d'étude pour les fumées noires et pour les particules $PM_{2,5}$ et PM_{10} n'apparaissent pas significativement différents. Ces résultats ne permettent pas de conclure sur la différence de nocivité des différents constituants particulaires. L'indice de fumée noire apparait toutefois comme un indicateur d'intérêt pour l'étude des effets sanitaires de la pollution particulaire.

En ce qui concerne l'évolution du risque sur la période, les différents modèles mis en œuvre n'ont pas permis de détecter une éventuelle modification du risque avec le temps.

Jusqu'à présent, peu de travaux ont examiné l'impact des législations visant à réduire les niveaux de pollution atmosphérique sur le risque sanitaire à court terme lié à l'exposition aux polluants atmosphériques. En 2007, Dominici *et al.* notent le manque de puissance pour détecter l'évolution de l'excès de risque de décès en lien avec les particules $PM_{2,5}$ et PM_{10} entre 1987 et 2000 à partir des données de NMMAPS (National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study) mais soulignent l'importance de poursuivre ces recherches (54). En effet, ces travaux peuvent permettre de mieux appréhender les risques sanitaires et d'évaluer les politiques d'amélioration de la qualité de l'air en matière de bénéfices sanitaires. Cela intéresse au premier plan les décideurs et les agences publiques qui ont en charge la surveillance de la qualité de l'air et la mise en place ou la promotion de politiques visant à réduire la pollution de l'air.

Dans le cadre de notre analyse, un certain nombre de facteurs peuvent laisser penser que les risques sanitaires ont pu évoluer. Tout d'abord, les niveaux et la composition de l'aérosol particulaire ont fortement évolué ces 50 dernières années. En région parisienne, Les particules sont en effet principalement émises par le secteur résidentiel et tertiaire, notamment par le chauffage au bois, ainsi que par le trafic routier et notamment les véhicules Diesel, alors qu'elles étaient émises il y a 50 ans par les industries et les centrales thermiques. Cette évolution des sources d'émissions est accompagnée d'une

évolution de sa composition granulométrique et chimique, et laisse supposer que les particules émises en région parisienne sont de plus en plus fines. Néanmoins, l'essentiel des évolutions a eu lieu dans les années 50 à 80 (période caractérisée par des émissions de pollution importantes puis en 1970 une prise de conscience environnementale), que ne couvrent pas notre période d'étude, ce qui en limite la portée. L'analyse rétrospective sur la période antérieure aurait présenté un intérêt certain. En effet, sur cette période, la diminution des niveaux de pollution était plus brutale, en lien avec une action sur les sources fixes. On peut faire l'hypothèse d'une modification de la composition de la pollution de l'air plus marquée avec une influence potentiellement plus importante sur la nocivité tandis que les actions menées plus récemment concernent essentiellement les sources diffuses et sont caractérisées par une prise d'effet plus progressive. En conséquence, une éventuelle modification du risque serait susceptible d'être plus importante sur la période antérieure et donc plus facile à mettre en évidence à partir des modèles implémentés dans le cadre de cette première analyse.

À côté de la modification de la composition de la pollution particulaire, un second type de facteur d'évolution du risque sanitaire lié à l'évolution des caractéristiques de la population francilienne est également à prendre en compte. Même si elle subit un taux de vieillissement inférieur à celui observé pour la France entière, elle compte tout de même en 2007 une personne âgée sur cinq. Par ailleurs, on observe, depuis quelques années, un ralentissement de l'amélioration de l'espérance de vie en bonne santé. Ces facteurs peuvent également avoir une incidence sur le risque sanitaire lié à la pollution atmosphérique.

Les résultats montrent qu'une élévation du niveau de l'indice de fumée noire est associée à court terme à une augmentation significative de la mortalité non accidentelle à Paris et proche couronne.

Les résultats ne permettent pas de mettre en évidence une modification du risque sur cette période.

Malgré ces arguments en faveur d'une modification du risque sanitaire, les résultats de notre évaluation restent non conclusifs. S'ils montrent que l'exposition à court terme à une élévation du niveau de l'indice de fumée noire de la population de Paris et de la proche couronne entre 1992 et 2010 est associée à une augmentation significative de la mortalité non accidentelle, ils ne permettent pas de mettre en évidence une modification du risque sur cette période. L'absence de conclusion sur la variabilité du risque associé aux expositions aux fumées noires semble liée en premier lieu à une inaptitude des modèles de séries temporelles de données écologiques à détecter des modifications a priori faibles du risque. En effet, l'analyse des simulations indique que la variabilité des estimations prime sur la variabilité des effets de la pollution que l'on cherche à mettre en évidence. A ce titre, il est à noter que l'évolution de la concentration en NO_2 est similaire à celle du nombre de décès, particulièrement entre 2004 et 2010.

Ce problème de manque de puissance avait déjà été soulevé dans la littérature dans le contexte de l'analyse multi-villes NMMAPS (7) et dans une étude réalisée en Allemagne lors d'une période d'amélioration significative de la qualité de l'air (55), mais qui portait sur un nombre moyen d'événements sanitaires bien plus faible que dans notre étude. Dans une étude de mortalité au Pays-Bas, les risques relatifs pour les fumées noires entre 1972 et 2006 n'ont pas montré d'évolution significative alors que les niveaux de l'indice de fumée noire accusaient une baisse importante sur la période d'étude (56). Une autre étude du même auteur a porté sur la période 1992-2006 et a évalué l'évolution du risque de décès pour différentes causes pour quatre polluants mais n'a décelé aucune tendance claire (57). Dans le cadre du projet européen APHEKOM, l'impact des politiques de réduction des teneurs en soufre des carburants sur la relation exposition risque en lien avec une exposition au SO_2 a été examiné (58). Aucune modification du risque n'a pu être mise en évidence. Les limites rencontrées dans ces études s'appliquent également à notre analyse. Ainsi des développements méthodologiques s'avèrent encore nécessaires afin d'être en mesure d'estimer des modifications de risque trop faibles pour être détectées à l'aide des outils actuels.

Une éventuelle modification du risque sur notre période d'étude s'avère difficile à détecter à l'aide de nos modèles du fait d'un manque de puissance. En faisant l'hypothèse d'une modification plus marquée de ce risque au cours de la période antérieure, il aurait été pertinent de mener l'analyse sur une période d'étude plus longue et plus ancienne. Or cela n'a pas été possible du fait de contraintes de disponibilité de ces données. En effet, une

étape préalable de saisie des données serait nécessaire car à l'heure actuelle, ces données sont uniquement archivées dans un format papier au sein de cahiers d'archives du Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris. Il apparaitrait donc pertinent de mobiliser les moyens nécessaires afin de réaliser cette saisie. Cela permettrait de plus, de valoriser cet historique qui en l'état n'est pas exploitable.

Un tel travail avait été réalisé dans le cadre du travail de thèse de Mélina Le Barbier en vue d'une analyse des effets à court terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité journalière parisienne sur la période 1968 et 1973 (59). La pollution atmosphérique y était de nature et d'intensité différente par rapport à celle faisant l'objet de la présente étude. Des niveaux moyens de l'indice de fumée noire de 64,3 µg/m^3 étaient alors observés (contre 18,9 µg/m^3 entre 1991 et 2010). Une élévation du risque de mortalité (totale non accidentelle) de l'ordre de + 1 % avait été estimée en lien avec une augmentation de 10 µg/m^3 du niveau de l'indice de fumée noire, soit du même ordre de grandeur de l'estimation faite sur la période plus actuelle. Ce travail avait conclu que les associations mises en évidences permettaient de vérifier l'hypothèse d'une relation linéaire entre la mortalité et les indicateurs de la pollution acide et particulaire pour les fortes concentrations retrouvées dans les années 1970 comme les plus faibles rencontrées aujourd'hui. La force de cette association étant du même ordre de grandeur.

Toutefois, la question de la constance du mesurage de l'indice de fumée noire doit se poser de manière plus prégnante si l'on considère une période plus longue. Cet indice se caractérise par une incertitude granulométrique. La noirceur du filtre n'est pas seulement influencée par les concentrations massiques en particules mais également par le pouvoir couvrant des particules, plus important s'agissant des particules les plus fines. Ainsi, la signification de la mesure réflectométrique est à mettre en regard avec son étalonnage.

L'ensemble de ces résultats soulèvent aussi la question de la complexité d'évaluer la nocivité des différentes composantes de la pollution particulaire. L'analyse individuelle des différentes composantes des particules se heurte à la difficulté d'interprétation du fait des corrélations importantes entre les divers composés émis par les mêmes sources. Ainsi, il s'avère difficile de distinguer l'effet propre de chaque constituant. Les particules, quelle que soit leur nature, peuvent transporter des aéro-allergènes ou des composés toxiques, majorant leur effet potentiel intrinsèque. Ainsi, les résultats de la littérature suggèrent un impact combiné plus important sur la santé humaine que ce qui serait attendu des entités distinctes. Plus la taille des particules est faible, plus cet effet adjuvant s'avèrerait important (60). Des développements statistiques seraient à envisager afin de favoriser des approches multi-polluants afin de mieux appréhender ces effets synergiques et mieux comprendre l'évolution de la nocivité de l'aérosol particulaire.

Malgré ces limites, cette évaluation permet de rendre compte de liens positifs et significatifs entre les niveaux de l'indice de fumée noire mesurés entre 1990 et 2010 et le nombre quotidien de décès. Dans une perspective de gestion des risques et d'amélioration de la santé publique, nous avons aussi réalisé une évaluation quantitative d'impact sanitaire afin de rendre compte des bénéfices sanitaires engendrés par la diminution du niveau de l'indice de fumée noire sur la période. Le pourcentage de décès attribuables à l'exposition aux particules carbonées a diminué de près de deux tiers en 20 ans. Ainsi, le nombre de décès non accidentels évités représente 5 % de la baisse de la mortalité enregistrée sur la période. Aujourd'hui, afin de réduire encore le nombre de décès, des efforts de diminution des rejets de polluants pourront être réalisés dans le domaine de l'industrie manufacturière, du trafic routier et du secteur résidentiel et tertiaire qui sont actuellement les domaines principaux d'émission de particules liées aux combustions.

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

APHEA : Air Pollution and Health : A European Approach

APHEKOM : Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe

AP-HP : Assistance Publique – Hôpitaux de Paris

BC : black carbon (carbone suie)

CepiDc : Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès

Cire : Cellule interrégional d'épidémiologie

Citepa : Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique

EC : Elemental carbon (carbone élémentaire)

Erpurs : Évaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé

GAM : General Additive Model (modèle additif généralisé)

Ined : Institut national des études démographiques

Insee : Institut national de la statistique et des études économiques

Inserm : Institut national de la santé et de la recherche médicale

InVS : Institut de veille sanitaire

LHVP : Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris

MAAP: Multi-Angle Absorption Photometer

NMMAPS: National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study

NO_2 : dioxyde d'azote

OMS : Organisation mondiale de la santé

ORS : Observatoire régional de santé

Paarc : Pollution atmosphérique et affections respiratoires chroniques

PM : Particulate Matter

Psas : Programme de surveillance air et santé

Secten : SECTteurs Economiques et éNergie

BIBLIOGRAPHIE

1. Host S, Chatignoux E, Saunal A. Impacts sanitaires de la pollution atmosphérique urbaine et des expositions à proximité du trafic routier dans l'agglomération parisienne. Paris: 2012.
2. Airparif. Synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air. Paris: 2008.
3. Festy B, Ségala C, Le Moullec Y. La pollution atmosphérique particulaire : les données épidémiologiques actuelles peuvent-elles aider aux choix métrologiques en termes de surveillance de la qualité de l'air ? 2006.
4. Airparif. Rapport d'activité 1999. Paris: 2000.
5. Katsouyanni K, Touloumi G, Spix C, Schwartz J, Balducci F, Medina S, et al. Short-term effects of ambient sulphur dioxide and particulate matter on mortality in 12 European cities: results from time series data from the APHEA project. Air Pollution and Health: a European Approach. BMJ (Clinical research ed). 1997;314:1658-63.
6. Pascal L, Blanchard M, Fabre P, Larrieu S, Borrelli D, Host S, et al. PSAS Liens à court terme entre la mortalité et les admissions à l'hôpital et les niveaux de pollution atmosphérique dans neuf villes françaises. 2009.
7. Samet JM, Zeger SL, Dominici F, Curriero F, Coursac I, Dockery DW, et al. The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. Research report. 2000;94(Pt 2):5-70; discussion 1-9.
8. Effets à long terme de la pollution atmosphérique : études européennes. Extrapol. 2006;29.
9. Filleul L, Rondeau V, Vandentorren S, Le Moual N, Cantagrel A, Annesi-Maesano I, et al. Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey. Occupational and environmental medicine. 2005;62:453-60.
10. Medina S, Le Tertre A, Quenel P, Le Moullec Y, Quénel P, Le Moullec Y. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé, Erpurs. Impact de la pollution atmosphérique sur la santé en Ile-de-France : résultats 1987-1992. Paris: 1994.
11. Medina S, Le Tertre A, Dusseux E, Boumghar A, Camard J-p. Erpurs : Analyse des liens à court terme entre la pollution atmosphérique et la santé : résultats 1991-1995. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé. Paris: 1998.
12. Campagna D, Lefranc A, Nunes-odasso C, Ferry R. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé (Erpurs) : résultats 1987-2000. 2003.
13. Bremner SA, Anderson HR, Atkinson RW, McMichael AJ, Strachan DP, Bland JM, et al. Short-term associations between outdoor air pollution and mortality in London 1992-4. Occupational and environmental medicine. 1999;56:237-44.
14. Roemer WH, Van Wijnen JH. Daily mortality and air pollution along busy streets in Amsterdam, 1987-1998. Epidemiology Cambridge Mass. 2001;12:649-53.
15. Beelen R, Hoek G, Goldbohm RA, Fischer P. Long-term effects of traffic-related air pollution on mortality in a Dutch cohort (NLCS-AIR study). Environmental health perspectives. 2008:196-202.
16. Smith KR, Jerrett M, Anderson HR, Burnett RT, Stone V, Derwent R, et al. Public health benefits of strategies to reduce greenhouse-gas emissions: health implications of short-lived greenhouse pollutants. The Lancet. 2009;374:2091-103.
17. Peng RD, Bell ML, Geyh AS, McDermott A, Zeger SL, Samet JM, et al. Emergency admissions for cardiovascular and respiratory diseases and the chemical composition of fine particle air pollution. Environmental health perspectives. 2009;117:957-63.
18. Anderson HR, Bremner Sa, Atkinson RW, Harrison RM, Walters S. 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. 2001;58:504-10.
19. Cakmak S, Dales R, Blanco Vida C. Components of particulate air pollution and mortality in Chile. International journal of occupational and environmental health. 2009:152-8.
20. Ostro B, Feng WY, Broadwin R, Green S, Lipsett M. The effects of components of fine particulate air pollution on mortality in california: results from CALFINE. Environmental health perspectives. 2007;115(1):13-9.
21. WHO, editor Health effects of black carbon2012.
22. Cakmak S, Robert E, Gultekin T. Components of particulate air pollution and emergency department visits in Chile. Environmental and Occupational Health. 2009:148-55.

23. Janssen N, Hoek G, Simic-lawson M, Fischer P, Bree LV, Brink H, et al. Black Carbon as an Additional Indicator of the Adverse Health Effects of Airborne Particles Compared with PM 10 and PM 2 . 5. Environmental health perspectives. 2011:1691-9.
24. Roemer W, Van Wijnen J. Pollution and daily mortality in Amsterdam. Epidemiology (Cambridge, Mass). 2002:491.
25. Godleski JJ, Verrier RL, Koutrakis P, Catalano P, Coull B, Reinisch U, et al. Mechanisms of morbidity and mortality from exposure to ambient air particles. Research Report Health Effects Institute. 2000;91:5-88; discussion 9-103.
26. Oberdörster G, Oberdörster E, Oberdörster J. Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. Environmental health perspectives. 2005;113:823-39.
27. Wilson M. Interactions between Ultrafine Particles and Transition Metals in Vivo and in Vitro. Toxicology and Applied Pharmacology. 2002;184:172-9.
28. Baulig A, Poirault J-J, Ausset P, Schins R, Shi T, Baralle D, et al. Physicochemical characteristics and biological activities of seasonal atmospheric particulate matter sampling in two locations of Paris. Environmental science & technology. 2004;38:5985-92.
29. Gordon T. Linking health effects to PM components, size, and sources. Inhalation Toxicology. 2007;19 Suppl 1:3-6.
30. Barath S, Mills NL, Lundbäck M, Törnqvist H, Lucking AJ, Langrish JP, et al. Impaired vascular function after exposure to diesel exhaust generated at urban transient running conditions. Particle and Fibre Toxicology. 2010;7:19.
31. Frampton MW, Stewart JC, Oberdörster G, Morrow PE, Chalupa D, Pietropaoli AP, et al. Inhalation of Ultrafine Particles Alters Blood Leukocyte Expression of Adhesion Molecules in Humans. Environmental health perspectives. 2006;114:51-8.
32. Gong H, Linn WS, Terrell SL, Clark KW, Geller MD, Anderson KR, et al. Exposures of healthy and asthmatic volunteers to concentrated ambient ultrafine particles in Los Angeles. Inhalation Toxicology. 2003;20:335-43.
33. Riddervold IS, Massling A, Jensen B, Forchhammer L, Kjærgaard SK, Sigsgaard T. Wood smoke in a controlled exposure experiment with human volunteers. Inhalation Toxicology. 2011;23:277-88.
34. Grahame T, Schlesinger R. Cardiovascular health and particulate vehicular emissions : a critical evaluationof the evidence. Air Quality Atmosphere and Health. 2010;3:3-27.
35. Mills NL, Miller MR, Lucking AJ, Beveridge J, Flint L, Boere aJF, et al. Combustion-derived nanoparticulate induces the adverse vascular effects of diesel exhaust inhalation. European heart journal. 2011;32:2660-71.
36. Lippmann M, Chen L-C. Health effects of concentrated ambient air particulate matter (CAPs) and its components. Critical reviews in toxicology. 2009;39:865-913.
37. Happo MS, Hirvonen M-R, Halinen AI, Jalava PI, Pennanen AS, Sillanpaa M, et al. Chemical compositions responsible for inflammation and tissue damage in the mouse lung by coarse and fine particulate samples from contrasting air pollution in Europe. Inhalation Toxicology. 2008;20:1215-31.
38. Jalava PI, Hirvonen M-R, Sillanpää M, Pennanen AS, Happo MS, Hillamo R, et al. Associations of urban air particulate composition with inflammatory and cytotoxic responses in RAW 246.7 cell line. Inhalation Toxicology. 2009;21:994-1006.
39. Jalava PI, Salonen RO, Nuutinen K, Pennanen AS, Happo MS, Tissari J, et al. Effect of combustion condition on cytotoxic and inflammatory activity of residential wood combustion particles. Atmospheric Environment. 2010;44:1691-8.
40. Miquel G, editor Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport parlementaire européen.2001.
41. Serveau L, Chang J-P, Nicco L. CITEPA : Rapport national d'inventaire des émissions de polluants atmosphériques et gaz à effet de serre en France. 2012.
42. Airparif. Evolution de la qualité de l'air à Paris entre 2000 et 2012. 2013.
43. Airparif. Bilan des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en Île-de-France pour l'année 2010 et historique 2000/2005. Méthodologie et résultats. 2013.
44. Aufranc B. Lumière sur les nouveautés du chauffage au bois. Le journal du Bois. 2008:46-54.
45. Laboratoire Central de la préfecture de Police, Laboratoire d'hygiène de la Ville de Paris. Evolution de la Qualite de l'Air à Paris en 2000. Conseil départemental d'hygiène de Paris – Séance du 23 mars 2001. 2001 2001. Report No.
46. Legrand M, Puxbaum H. Summary of the CARBOSOL project: Present and retrospective state of organic versus inorganic aerosol over Europe. Journal of Geophysical Research: Atmospheres. 2007;112.
47. Airparif. Origine des particules en Île-de-France. 2011.

48. Aga E, Samoli E, Touloumi G, Anderson HR, Cadum E, Forsberg B, et al. Short-term effects of ambient particles on mortality in the elderly: results from 28 cities in the APHEA2 project. The European respiratory journal Supplement. 2003;40:28s-33s.
49. Chatignoux E, Host S, editors. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé (Erpurs). Analyse des liens à court terme entre niveaux de pollution atmosphérique et recours aux urgences. Rap tech2013.
50. Host S, Chatignoux E, Gremy I. Evaluation des risques de la pollution urbaine sur la santé (Erpurs). Analyse des liens à court terme entre pollution particulaire et morbidité (2003-2006). Paris: 2008.
51. Touloumi G, Atkinson R, Tertre AL, Samoli E, Schwartz J, Schindler C, et al. Analysis of health outcome time series data in epidemiological studies. Environmetrics. 2004;15(2):101-17.
52. Host S, Larrieu S, Pascal L, Blanchard M, Declercq C, Fabre P, et al. Short-term associations between fine and coarse particles and hospital admissions for cardiorespiratory diseases in six French cities. Occupational and environmental medicine. 2008;65:544-51.
53. Hastie TJ, Tibshirani RJ. Generalized additive models: CRC Press; 1990.
54. Dominici F, Peng RD, Zeger SL, White RH, Samet JM. Particulate air pollution and mortality in the United States: Did the risks change from 1987 to 2000? American journal of epidemiology. 2007;166(8):880-8.
55. Breitner S, Stolzel M, Cyrys J, Pitz M, Wolke G, Kreyling W, et al. Short-term mortality rates during a decade of improved air quality in Erfurt, Germany. Environmental health perspectives. 2009;117(3):448-54.
56. Fischer P, Ameling C, Marra M, Cassee FR. Absence of trends in relative risk estimates for the association between Black Smoke and daily mortality over a 34 years period in The Netherlands. Atmospheric Environment. 2009;43:481-5.
57. Fischer PH, Marra M, Ameling CB, Janssen N, Cassee FR. Trends in relative risk estimates for the association between air pollution and mortality in The Netherlands, 1992-2006. Environmental research. 2011;111:94-100.
58. Le Tertre A, Henschel S, Atkinson RW, Analitis A, Zeka A, Katsouyanni K, et al. 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 Qual Atmos Health. 2014;7:83-91.
59. Le Barbier M. Evaluation de l'impact à court terme de la pollution urbaine sur la mortalité, exploration de la différence de sensibilité à la pollution atmosphérique acido-particulaire (thèse). 2007.
60. WHO. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project, 2013.

ANNEXES

Annexe 1 : Principaux dispositifs et mesures et de lutte contre la pollution particulaire applicables en France de 1990 à 2010

1991		**Protocole sur les COVNM** (Protocole de Genève, adopté dans le cadre de la Convention de Genève)
1994		**2e Protocole sur le soufre** (Protocole d'Oslo, adopté dans le cadre de la Convention de Genève)
1996		Directive 96/61/CE sur la **prévention et la réduction intégrées de la pollution (IPPC)**
		Directive 96/62/CE sur **l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant**
		Loi n° 96-1236 (du 30 décembre) sur **l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie**
1998		**Protocoles d'Aarhus sur les métaux lourds et les polluants organiques persistants (POP)**
		Arrêté (du 2 février) relatif aux prélèvements et la consommation d'eau, ainsi qu'aux émissions de toute nature **des installations classées soumises à autorisation (arrêté "intégré")**
1999		Directive 1999/13/CE relative à la **réduction des émissions de COV** dues à l'utilisation de **solvants organiques** dans certaines activités et installations
		Directive 1999/30/CE relative à la **fixation de valeurs limites pour le SO_2, le NO_2 et les NOx, les particules et le plomb**
2000		**2e édition des lignes directrices** (*guidelines*) en matière de **qualité de l'air pour l'Europe**, publiée par l'OMS. Le rapport évalue les risques sanitaires de 35 polluants atmosphériques
		Directive 2000/69/CE concernant les **valeurs limites pour le benzène et le CO**
		PRQA et **PDU** Île-de-France
2001		Directive 2001/80/CE sur les **grandes installations de combustion (dite directive GIC)**
		Directive 2001/81/CE sur les **plafonds d'émission nationaux (dite directive NEC)**

		Programme "Air pur pour l'Europe" (CAFE)
2002		Arrêté (du 24 décembre) sur la **déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation**
2003		**Protocole sur les registres des rejets et transferts de polluants** (dit Protocole **PRTR**), adopté dans le cadre de la Convention d'Aarhus
		Programme national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (SO_2, NO_x, COV, NH_3)
		« Plan Air »
2004		Directive 2004/107/CE sur **l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les HAP**
		PNSE
2005		**Stratégie thématique sur la pollution de l'air COM(2005) 446**
2006		**PPA** Île-de-France
		PRSE Île-de-France
2008		Directive 2008/50/CE sur la **qualité de l'air ambiant** et un air pur pour l'Europe (directive CAFE)
		Lancement du **Registre européen des rejets et transferts de polluants (E-PRTR)**
		Loi Grenelle 1
2009		**PRQA** Île-de-France révisé
		PNSE2

Annexe 2 : Description des indicateurs par sous-période d'étude

Tableau 10 : Distribution du niveau de l'indice de fumée noire (µg/m^3) à paris et proche couronne par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 3

Période	Saison	Nombre d'observations	% valeurs manquantes	Moyenne	Écart-type	Min.	P5*	Q1**	Médiane	Q3**	P95*	Max.
	Été	915	0	17,04	9,39	3,91	6,45	10,54	14,56	20,98	35,8	63,89
1992-1996	Hiver	912	0	27,8	18,9	4,58	7,67	14,06	23,41	36,45	63,83	142,71
	Année entière	***1827***	***0***	***22,41***	***15,85***	***3,91***	***7,15***	***11,56***	***17,86***	***28,27***	***52,09***	***142,71***
	Été	915	0	15,14	9,54	4	6,33	8,97	12,45	18,33	32,93	94,67
1997-2001	Hiver	911	0	22,12	17,99	4,01	6,95	10,8	16,5	26,67	59,66	130,18
	Année entière	***1826***	***0***	***18,63***	***14,8***	***4***	***6,44***	***9,74***	***14,08***	***21,5***	***45,82***	***130,18***
	Été	701	1,1	13,52	8,27	3,17	6,14	8,65	11	16	28,51	78
2002-2005	Hiver	729	0,6	20,03	13,96	3,83	6,67	10,63	16	25	47,97	98,82
	Année entière	***1430***	***1,7***	***16,85***	***11,98***	***3,17***	***6,33***	***9,33***	***13***	***20,29***	***39,36***	***98,82***
	Été	915	0,1	11,68	5,89	4	5,67	8	10,17	13,98	22,96	57,26
2006-2010	Hiver	911	0,2	16,98	13,34	4,13	6,06	9,62	13,33	20	41,23	153,98
	Année entière	***1826***	***0,3***	***14,32***	***10,64***	***4***	***5,67***	***8,55***	***11,33***	***16,29***	***32,3***	***153,98***

* le niveau moyen journalier des 5 % des jours les moins pollués se situent en dessous du P5 (5^e percentile) et le niveau moyen journalier des 5 % de jours les plus pollués se situent au-dessus du P95 (9^e percentiles)

** le niveau moyen journalier de 25 % des jours les moins pollués se situent en dessous du Q1 (1er quantile) et le niveau moyen journalier des 25 % de jours les plus pollués se situent au-dessus du Q3 (3^e quantile)

Tableau 11 : Distribution des températures journalières moyennes en °C à Paris et proche couronne par sous-périodes d'étude telles que définies pour le modèle 3

Période	Saison	Nombre d'observations	Moyenne	Écart-type	Min.	C5	Q1	Médiane	Q3	C95	Max.
1992-1996	Été	915	16,73	4,66	3,6	8,94	13,6	16,7	19,9	24,7	29,4
	Hiver	912	7,47	4,31	-5,6	0	4,7	7,85	10,3	14,15	18,7
	Année entière	**1827**	**12,11**	**6,45**	**-5,6**	**1,63**	**7,5**	**12**	**16,85**	**22,87**	**29,4**
1997-2001	Été	915	17,11	4,51	3,6	8,6	14,4	17,2	20,2	24,46	29
	Hiver	911	7,87	4,2	-9,3	0,6	5,3	8,3	10,5	14,4	20,4
	Année entière	**1826**	**12,5**	**6,35**	**-9,3**	**2,1**	**7,93**	**12,3**	**17,3**	**22,88**	**29**
2002-2005	Été	701	17,23	4,42	3,7	9,8	14,3	17,3	20,2	24,3	28,1
	Hiver	729	7,83	4,54	-5,4	0,28	4,7	7,9	11,2	15,26	18,6
	Année entière	**1430**	**12,44**	**6,49**	**-5,4**	**1,85**	**7,6**	**12,5**	**17,3**	**22,9**	**28,1**
2006-2010	Été	915	17,37	4,15	3,7	10,37	14,7	17,6	20	24,4	28,9
	Hiver	911	7,29	4,67	-5	-0,5	3,8	7,5	10,4	15,05	19,5
	Année entière	**1826**	**12,34**	**6,7**	**-5**	**1**	**7,4**	**12,6**	**17,7**	**22,7**	**28,9**

* le niveau moyen journalier des 5 % des jours les moins pollués se situent en dessous du P5 (5^{ième} percentile) et le niveau moyen journalier des 5 % de jours les plus pollués se situent au-dessus du P95 (95^{e} percentiles)

** le niveau moyen journalier de 25 % des jours les moins pollués se situent en dessous du Q1 (1er quantile) et le niveau moyen journalier des 25 % de jours les plus pollués se situent au-dessus du Q3 (3^{e} quantile)

Observatoire régional de santé Île-de-France
15 rue Falguière - 75015 PARIS - Tél. (33) 01 77 49 78 60 - www.ors-idf.org

L'ORS Île-de-France, département autonome de l'IAU Île-de-France, est un observatoire scientifique indépendant financé par l'Agence régionale de santé et le Conseil régional d'Île-de-France.

ISBN : 978-2-7371-1908-8