

**SANTÉ
ENVIRONNEMENT**

AVRIL 2021

ÉTUDES ET ENQUÊTES

IMPACT DE LA POLLUTION
DE L'AIR AMBIANT SUR LA MORTALITÉ
EN FRANCE MÉTROPOLITAINE

Réduction en lien avec le confinement du
printemps 2020 et nouvelles données
sur le poids total pour la période 2016-2019

Résumé

Impact de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine : réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et nouvelles données sur le poids total pour la période 2016-2019

Cette étude a répondu à deux objectifs :

- évaluer les impacts à court et plus long terme sur la mortalité, de la diminution transitoire de l'exposition de la population à la pollution de l'air ambiant en lien avec les mesures prises pour limiter la propagation de l'épidémie de Covid-19 au printemps 2020 ;
- réévaluer le fardeau ou poids total à long terme de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité annuelle en France métropolitaine pour la période 2016-2019 afin de mettre en perspective les résultats obtenus, et plus largement pour actualiser les estimations publiées en 2016 par Santé publique France.

Méthodes : Concernant le premier objectif, la réduction de l'exposition à la pollution de l'air ambiant a été estimée en calculant la différence entre, d'une part, l'exposition modélisée de la population pendant le confinement strict et la levée progressive du confinement, et d'autre part l'exposition simulée qui aurait été observée en l'absence des mesures de confinement. Pour le second objectif, la concentration moyenne annuelle a été estimée sur la période 2016-2019.

La méthode d'évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS) a été utilisée pour estimer les conséquences sur la mortalité de la population française : 1/ à court terme et à plus long terme, conséquences des réductions des niveaux de PM₁₀/PM_{2,5} et du NO₂ observés durant le confinement, et 2/ à long terme, estimation du poids total de la pollution sur la période 2016-2019.

Résultats : La limitation des activités pendant le confinement au printemps 2020 a entraîné une réduction de l'exposition de la population française au NO₂ et aux PM qui a permis d'éviter, à court terme, environ 60 décès évités en lien avec les PM₁₀ et 300 en lien avec le NO₂. A plus long terme, sur la période de juin 2019 à juillet 2020, l'impact était plus important avec 2 300 décès évités en lien avec les PM_{2,5} et près de 900 en lien avec le NO₂.

Notre étude a réévalué le fardeau ou poids total de la pollution atmosphérique sur la mortalité à long terme en France métropolitaine en utilisant les mêmes scénarios et fonction concentration-risque que ceux utilisés dans [l'étude de Santé publique France de 2016](#) qui avait estimé à 48 000 le nombre de décès annuels attribuables à l'exposition aux PM_{2,5} en 2007-2008. Les résultats de la présente étude soulignent le fait que le fardeau ou poids total demeure conséquent avec près de 40 000 décès annuels attribuables à l'exposition aux PM_{2,5} et près de 7 000 décès attribuables à l'exposition au NO₂.

Conclusion : Cette étude estime *a posteriori* les conséquences sur la mortalité des baisses de la pollution de l'air ambiant observées durant le premier confinement au printemps 2020 en France métropolitaine. Elle constitue une nouvelle illustration confirmant que, dans un contexte inédit qui n'est certainement pas réaliste ni souhaitable pour améliorer la qualité de l'air à long terme, les mesures d'actions publiques apparaissent comme un levier efficace pour réduire à la fois les niveaux de pollution, l'exposition de la population et ses répercussions sur la santé. Certains enseignements peuvent être capitalisés en termes de mesures d'actions publiques ou de changements comportementaux (télétravail, report modal, ...) qui sont vraisemblablement appelés à se pérenniser au sein de la société française.

De plus, les résultats soulignent que si la mortalité liée à la pollution de l'air ambiant présente une tendance à la baisse, elle demeure un facteur de risque conséquent en France. Les efforts de réduction de la pollution de l'air ambiant doivent par conséquent être poursuivis durablement pour toutes les sources de pollution avec une transition adaptée mais néanmoins ambitieuse.

MOTS CLÉS : CONFINEMENT, COVID-19, EQIS, FARDEAU, FRANCE, POLLUTION DE L'AIR AMBIANT, MORTALITE

Abstract

Impact of Air Pollution on Mortality in Metropolitan France: Decreases resulting from the spring 2020 lockdown and total burden during 2016-2019

This study had two objectives:

- evaluate the short- and longer-term impacts on mortality in metropolitan France resulting from the temporary decrease in population's exposure to air pollution caused by the steps taken to limit the spread of the Covid-19 epidemic in the spring of 2020.
- reevaluate the burden or total impact of air pollution on annual mortality in metropolitan France during 2016-2019 to provide context for our findings and, more broadly, to update the estimates published by Santé Publique France in 2016.

Methods: Concerning the first objective, the reduction in exposure to air pollution was estimated by calculating the difference between the modeled exposure of the population during both the strict lockdown and the gradually lifted lockdown and the simulated exposure that would have been observed in the absence of these lockdown measures. Concerning the second objective, the annual average concentration was estimated for the years 2016-2019.

The quantitative health impact assessment method (QHIA) was used to estimate the impact on mortality of the French population: 1) in the short and longer term resulting from decreases in the levels of PM₁₀/PM_{2.5} and NO₂ seen during the lockdown; and 2) in the long term resulting from exposure to PM_{2.5} and NO₂ concentrations to estimate the total burden for the years 2016-2019.

Results: The limiting of activities during the lockdown in the spring of 2020 reduced NO₂ and PM population's exposures that resulted, in the short term, in around 60 deaths avoided in relation to PM₁₀, and in 300 in relation to NO₂. In the longer term, for the period July 2019 to June 2020, the impact was greater, with 2,300 deaths avoided in relation to PM_{2.5} and nearly 900 in relation to NO₂.

Our study reevaluated the burden or total impact of air pollution on long-term mortality in metropolitan France using the same scenarios and concentration-response functions as those used in the study by Santé publique France in 2016, which estimated that 48,000 deaths per year were attributable to PM_{2.5} exposure in 2007-2008. The results underscore the fact that the total burden remains significant with nearly 40,000 annual deaths attributable to PM_{2.5} exposure and nearly 7,000 deaths attributable to NO₂ exposure.

Conclusion: This study estimates *a posteriori* the changes in mortality resulting from the reductions in ambient air pollution observed during the first lockdown in the spring of 2020 in metropolitan France. In this unprecedented context, neither realistic nor desirable for improving air quality in the long term, this study showed that public actions appear to be effective in reducing air pollution levels, population exposure and the resulting impact on health. A number of learnings can already be drawn in terms of public actions and changes in behavioral patterns, such as working remotely and travel modes that will likely be long lasting in France.

Moreover, the results underline that although mortality related to ambient air pollution shows a downward trend, it remains a significant risk factor in France, and that efforts to reduce air pollution must continue lastingly for all pollution sources with graduated but ambitious implementation.

KEY WORDS: AMBIENT AIR POLLUTION, BURDEN, COVID-19, FRANCE, QHIA, LOCKDOWN, MORTALITY

Citation suggérée : Medina S, Adélaïde L, Wagner V, de Crouy Chanel P, Real E, Colette A, Couvidat F, et al. Impact de pollution de l'air ambiant sur la mortalité en France métropolitaine. Réduction en lien avec le confinement du printemps 2020 et nouvelles données sur le poids total pour la période 2016-2019. Saint-Maurice : Santé publique France, 2021. 63 p. Disponible à partir de l'URL : www.santepubliquefrance.fr

ISSN : 2609-2174 - ISBN-NET : 979-10-289-0690-0 - RÉALISÉ PAR LA DIRECTION DE LA COMMUNICATION, SANTÉ PUBLIQUE FRANCE - DÉPÔT LÉGAL : AVRIL 2021

Auteurs

Sylvia Medina¹, Lucie Adélaïde¹, Véréne Wagner¹, Perrine de Crouy Chanel¹, Elsa Real², Augustin Colette², Florian Couvidat², Bertrand Bessagnet³, Amélie Durou¹, Sabine Host⁴, Marion Hulin¹, Magali Corso¹, Mathilde Pascal¹

¹Direction santé environnement travail, Santé publique France

²Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)

³Centre interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique (Citepa)

⁴Observatoire régional de santé d'Île-de-France

Relecteurs

Sylvie Cassadou

Centre régional d'études, d'actions et d'informations en faveur des personnes en situation de vulnérabilité, Observatoire régional de santé Occitanie

Aymeric Ung

Direction des maladies non transmissibles et des traumatismes, Santé publique France

Contributeurs

Nous remercions **Atmo Grand Est** (Emmanuel Rivière, Florent Vasbien, Maxime Alter) et **AtmoFrance** (Charlotte Lepitre) pour leur contribution aux données environnementales fournies au protocole et à la relecture de ce rapport, et le Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (**CépiDc-Inserm**) pour les données de mortalité fournies. Nous remercions également Guillaume Boulanger (**Santé publique France**, direction santé environnement travail) pour sa relecture attentive et ses suggestions.

Abréviations

AASQA	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
AEE	Agence européenne de l'environnement
CAMS	Service européen Copernicus de surveillance de l'atmosphère
CépiDC	Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès
Cerema	Centre d'études et d'expertises sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CIM	Classification internationale des maladies
Citepa	Centre interprofessionnel technique d'étude de la pollution atmosphérique
CNRS	Centre national de la recherche scientifique
Covid-19	<i>Coronavirus disease 2019</i> (maladie à coronavirus 2019)
EQIS	Évaluation quantitative d'impact sur la santé
IC 95%	Intervalle de confiance à 95 %
Ineris	Institut national de l'environnement industriel et des risques
Insee	Institut national de la statistique et des études économiques
Inserm	Institut national de la santé et de la recherche médicale
LCSQA	Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air
NO₂	Dioxyde d'azote
NO_x	Oxydes d'azote
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
PM₁₀	Particules en suspension de diamètre aérodynamique médian inférieur à 10 microns
PM_{2,5}	Particules en suspension de diamètre aérodynamique médian inférieur à 2,5 microns
PMSI	Programme de médicalisation des systèmes d'information
RTE	Réseau de transport électrique
SARS-Cov-2	<i>Severe acute respiratory syndrome Coronavirus 2</i> (SRAS-CoV-2 Coronavirus 2 du syndrome respiratoire aigu sévère)
SNDS	Système national des données de santé

Sommaire

1. INTRODUCTION	7
2. OBJECTIFS DE L'EQUIS	9
3. MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	10
3.1 Principes des EQIS-PA	10
3.2 Périodes et zone d'étude	12
3.3 Couples polluants - effets sur la santé et risques relatifs	13
3.4 Données démographiques	14
3.5 Indicateurs de santé	15
3.6 Indicateurs d'exposition à la pollution et scénarios	15
3.7 Principe de calcul des EQIS	18
4. RÉSULTATS	21
4.1 Analyses descriptives	21
4.2 Résultats des EQIS	29
5. DISCUSSION.....	38
5.1 Synthèse des résultats	38
5.2 Variabilité et incertitudes liées aux indicateurs de santé et à la pondération des données d'exposition	38
5.3 Discussion sur les impacts liés à la baisse des concentrations de polluants de l'air occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020	39
5.4 Discussion sur le poids total à long terme sur la mortalité de la pollution de l'air ambiant entre 2016 et 2019	46
6. CONCLUSION.....	49
7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	50
8. ANNEXES	54
Annexe 1 / Modèle Chimere	54
Annexe 2 / Calculs des émissions par le Citepa	55
Annexe 3 / Description des deltas journaliers calculés à partir des concentrations pondérées sur la surface par période et par classe d'urbanisation en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020	57
Annexe 4 / Impacts sur la mortalité à court terme (Tableau N°A4.1) et à plus long terme (Tableau N°A4.2) des niveaux de pollution ambiant pondérés sur la surface	58
Annexe 5 / Description des deltas journaliers calculés à partir des références historiques, en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020	60
Annexe 6 / Différences entre les modèles d'estimation de l'exposition de l'étude 2007-2008 et de l'étude actuelle sur la période 2016-2019	62

1. INTRODUCTION

La pandémie de Covid-19 causée par le SARS-CoV-2 est responsable de conséquences graves pour la santé, les sociétés et l'économie au niveau mondial, avec, depuis le 31 décembre 2019, plus de 80 millions de cas confirmés dont plus de 17 millions en Europe, et près de 2 millions de décès dont près de 430 000 en Europe. En France, au 29 décembre 2020, plus de 2 millions de cas confirmés et plus de 64 000 décès ont été recensés¹.

Dans le but d'endiguer la propagation du virus, les autorités nationales ont été amenées à prendre au printemps 2020 des mesures drastiques totalement inédites, qui ont conduit à un ralentissement massif de l'activité et de la mobilité de la population en France. Au-delà de l'objectif de limiter la circulation du virus, ces mesures ont eu des conséquences négatives pour la société et les activités économiques et sociales^{2,3} mais elles se sont également traduites entre autres par des améliorations locales de l'environnement, comme la diminution du bruit en ville et l'amélioration de certains indicateurs de qualité de l'air (1,2).

Au niveau mondial, des baisses majeures des niveaux de pollution de l'air extérieur ont été observées dans les grandes villes. Rodriguez-Urrego *et al.* ont réalisé une analyse comparative de la concentration des particules fines de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM_{2,5}) dans les 50 capitales les plus polluées pendant une période d'activité normale et pendant les confinements mis en place localement (3). Les résultats montrent une diminution des concentrations pendant les confinements dans la plupart des villes étudiées, aussi bien en Chine qu'aux États-Unis et en Europe (1,4,5).

Au niveau européen, plusieurs pays ont imposé des confinements et le Service Copernicus de surveillance de l'atmosphère (CAMS) de la Commission européenne a évalué la qualité de l'air quotidiennement pour les particules, le dioxyde d'azote (NO₂) et l'ozone⁴. Ces travaux reposaient sur 1) des fusions entre modèles de qualité de l'air et concentrations mesurées, pour suivre en temps réel l'évolution de ces indicateurs et 2) des modélisations avec et sans restriction d'activité, réalisées à l'aide du modèle de chimie-transport Chimere de l'Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris)⁵. Ces travaux ont servi à l'Agence européenne de l'Environnement (AEE) pour son rapport annuel de la qualité de l'air. Les modélisations étaient renforcées par une approche d'ensemble impliquant 11 équipes européennes, avec des modèles de chimie-transport opérant suivant le protocole CAMS à 10 km de résolution. Les modélisations ont été mises en perspective avec des analyses d'observations *in-situ*, où l'influence de la météorologie est soustraite par modélisation statistique. L'AEE a estimé ainsi que les concentrations de NO₂ ont été considérablement réduites en avril 2020. L'ampleur de la réduction varie d'une ville à l'autre et d'un pays à l'autre mais dans certains cas les réductions dépassaient 60%. Les concentrations de particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM₁₀) étaient également plus faibles dans l'ensemble de l'Europe en avril 2020, et indépendamment des conditions météorologiques. Bien que l'influence du confinement sur les PM₁₀ ait été moins prononcée que pour le NO₂, elle a atteint jusqu'à 30 % dans certains pays (6).

Une étude de modélisation permettant une approche comparative de l'impact des mesures de confinement sur la qualité de l'air dans plusieurs pays d'Europe de l'Ouest a été réalisée par Menut *et al.* 2020, avec une résolution spatiale de 20 km, et fondée exclusivement sur la réduction du transport routier. Les auteurs ont estimé des diminutions de concentrations de NO₂ allant de 30 % à 50 % dans tous les pays d'Europe occidentale. La diminution des concentrations de particules était de l'ordre de 5 % à 15 %. Les concentrations d'ozone auraient quant à elles

¹ <https://www.santepubliquefrance.fr/dossiers/coronavirus-covid-19>

² <https://covid19-economie.banque-france.fr/comprendre/de-la-crise-sanitaire-a-la-crise-economique-comprendre-en-infographie/>

³ <https://www.insee.fr/en/information/4488538>

⁴ <https://atmosphere.copernicus.eu/european-air-quality-information-support-covid-19-crisis>

⁵ <https://www.ineris.fr/fr/ineris/actualites/confinement-environnement-impacts-qualite-air-europe>

augmenté dans les zones urbaines de toute l'Europe occidentale par rapport à un scénario sans confinement (1).

En France, la fédération des associations agréées de surveillance de qualité de l'air (AASQA), Atmo France, a analysé l'évolution des concentrations moyennes journalières en oxydes d'azote (NO_x) du 1^{er} au 31 mars 2020 sur des stations représentatives de la pollution due au trafic dans les principales agglomérations françaises. Sur le mois de mars 2020, la comparaison des concentrations par rapport à celles des années précédentes suggère que le confinement a conduit à une forte baisse des concentrations moyennes journalières de NO_x en proximité des axes routiers : de 50 % à Bordeaux à 70 % à Toulouse. Cela illustre l'influence de la baisse du trafic routier sur ces concentrations. Par exemple, l'agglomération de Paris a observé une baisse de 73 %, l'agglomération de Grenoble de 72 %, l'agglomération de Nice de 69 % et l'agglomération de Toulon de 49 %⁶. Des bilans régionaux détaillés de l'impact du confinement et du déconfinement sur la qualité de l'air sont consultables pour chaque AASQA⁷.

Les études réalisées par l'Ineris via une approche combinant à la fois modèles et observations retrouvent également des diminutions marquées pour le NO₂ et plus modérées pour les PM ; les baisses dans les grandes villes françaises sont en moyenne de 49 % pour le NO₂, 12 % pour les PM_{2,5} et 10 % pour les PM₁₀.

Toutes ces études indiquent un impact prononcé des mesures de confinement sur les concentrations en NO_x, dont les sources sont principalement le trafic routier, et des baisses plus modérées des PM qui représente un indicateur de la pollution de fond dont les sources sont multiples. Ce constat indique que certaines sources d'émission comme le chauffage les jours froids au début de l'épidémie, ou les épandages agricoles printaniers n'ont pas été (ou peu) impactées par le confinement.

Le premier but de la présente étude est d'illustrer les conséquences pour la santé publique, en termes de mortalité, de la baisse de ces concentrations en France métropolitaine au printemps 2020.

Par ailleurs, la pollution de l'air ambiant demeurant un facteur de risque conséquent pour la santé en France, une évaluation de son impact sur la mortalité à long terme a également été réalisée en France métropolitaine pour la période 2016-2019 (hors contexte des mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19) dans le but, d'une part, de mettre en perspective les résultats précédents, et d'autre part, d'actualiser les estimations produites par Santé publique France pour la période 2007-2008 et publiées en 2016 (7).

Pour cela, une évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS) a été menée en s'appuyant sur les recommandations du [guide EQIS de la pollution atmosphérique](#) (EQIS-PA) de Santé publique France publié en 2019 (8).

⁶ <https://atmo-france.org/covid-19-focus-sur-lexposition-des-riverains-a-la-pollution-automobile-pres-des-grands-axes-avant-pendant-le-confinement-21-avril-2020/>

⁷ <https://atmo-france.org/les-bilans-regionaux-de-limpact-du-covid-19-sur-la-qualite-de-lair/>

2. OBJECTIFS DE L'EQUIS

Le premier objectif de la présente EQIS est d'estimer l'impact sur la mortalité de la baisse de concentrations et *in fine* de l'exposition de la population aux PM et NO₂ résultant de la diminution drastique des activités et des mesures de confinement adoptées en France métropolitaine au printemps 2020.

Les scénarios spécifiques suivants ont été définis pour réaliser cette EQIS :

- Scénario 1 : estimer l'impact à court terme⁸ sur la mortalité, consécutif à la baisse de concentrations de pollution de l'air ambiant, observée durant la période de confinement strict et de déconfinement progressif.
- Scénario 2 : estimer l'impact à plus long terme⁹ sur la mortalité, consécutif à la baisse de concentrations de pollution de l'air ambiant, observée durant la période de confinement strict et de déconfinement progressif.

Ces baisses de concentrations, et de l'exposition de la population qui en résulte, ont été modélisées à partir d'hypothèses portant sur la réduction des émissions pendant cette période de limitation et de réduction d'activités.

Le second objectif de la présente EQIS a pour but d'estimer le fardeau ou poids total de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité à long terme en France métropolitaine (hors contexte des mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19) pour la période 2016-2019.

L'étude résulte ainsi d'une volonté de Santé publique France d'investiguer toutes les conséquences de cette épidémie au-delà de la surveillance épidémique, dans l'objectif d'apporter des éléments de réflexion à la reprise des activités et de repositionner la problématique de la pollution de l'air ambiant dans son contexte à long terme.

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme de surveillance Air et santé (Psas) en collaboration avec l'Ineris, le Centre interprofessionnel technique d'études la pollution atmosphérique (Citepa), les AASQA et l'Observatoire régional de santé d'Île-de-France.

⁸ Les effets à court terme surviennent dans les quelques jours ou semaines suivant une exposition à la pollution. Ils traduisent le fait que la pollution de l'air ambiant est responsable d'aggravations aiguës de l'état de santé ou d'exacerbations de pathologies chroniques pouvant conduire au décès.

⁹ Les effets à long terme peuvent être définis comme la contribution de l'exposition à la pollution de l'air ambiant au développement de pathologies chroniques (par exemple respiratoires, cardio-vasculaires, neurologiques...). Ces pathologies vont se traduire par des symptômes cliniques tout au long de la vie, et pourront, dans les cas les plus graves, conduire au décès.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Principes des EQIS-PA

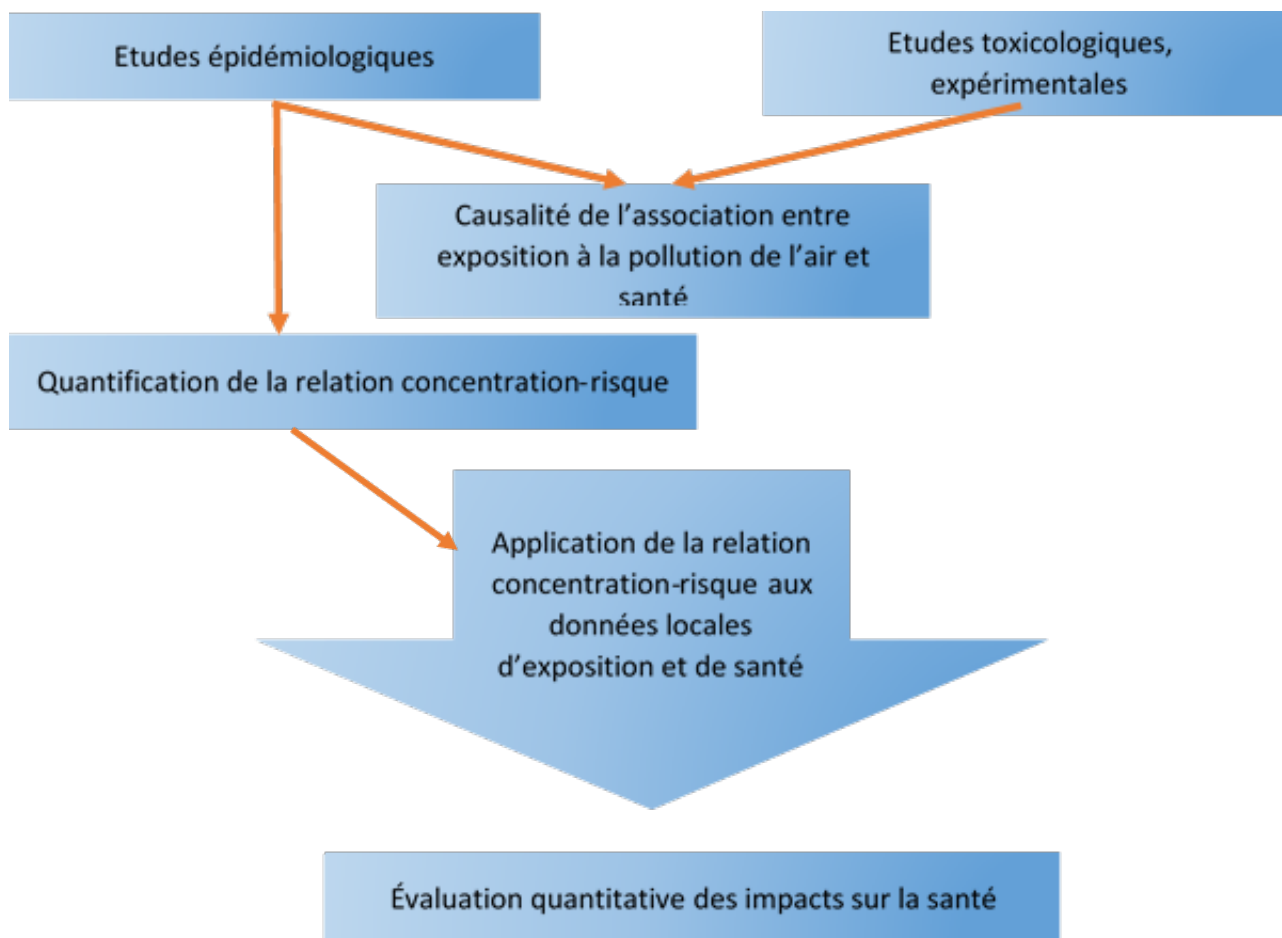
L'EQIS est une méthode initialement développée par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour illustrer l'impact de la pollution de l'air en termes de santé publique. Elle fournit des informations sur l'impact de la pollution de l'air ambiant sur la santé d'une population et estime les avantages qui peuvent être obtenus dans le cadre de différents scénarios d'amélioration de la qualité de l'air (9).

La pertinence de réaliser une EQIS repose sur l'hypothèse d'un lien de cause à effet entre l'exposition à la pollution de l'air et ses effets sur la santé. Ce lien se fonde sur la relation concentration-risque (plus les niveaux de pollution sont élevés, plus l'intensité et/ou la probabilité de l'effet sur la santé est importante), la relation temporelle (l'exposition précède l'effet), la consistance de l'association (sa répétition dans le temps et l'espace) et surtout sur la notion de plausibilité biologique de l'effet de la pollution de l'air extérieure sur la santé (10). Cette plausibilité s'appuie sur de nombreuses études mécanistiques, toxicologiques et épidémiologiques (10-16).

Les principes de quantification de l'impact sur la mortalité sont rappelés dans la Figure N°1.

I FIGURE N° 1 I

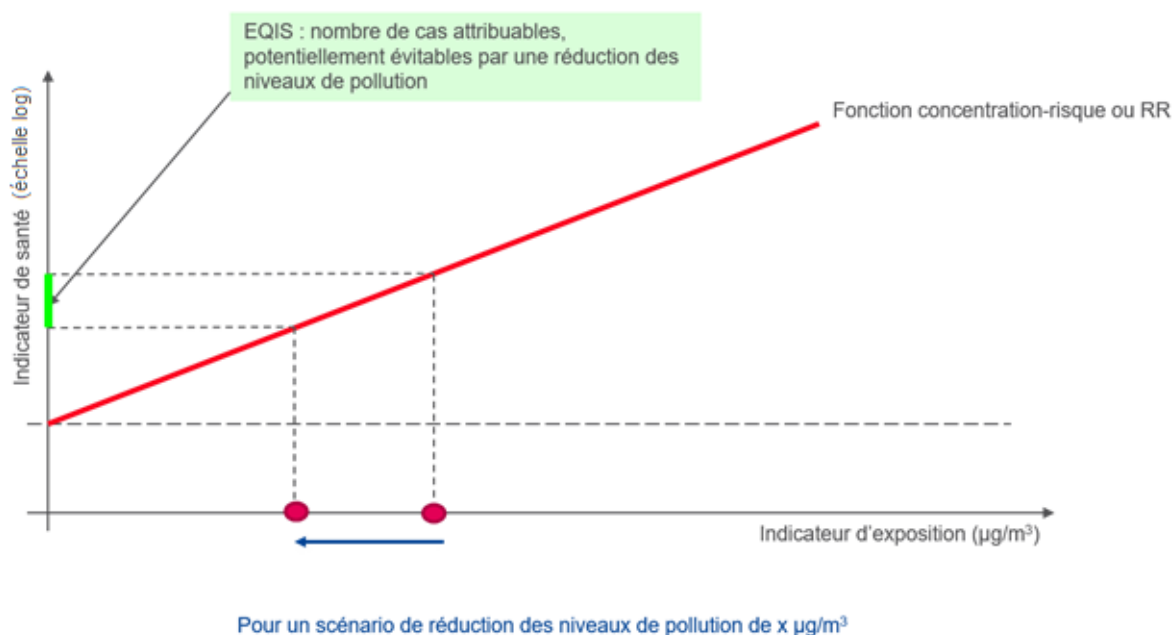
Principe des évaluations quantitatives des impacts sur la santé (EQIS)



Le principe du calcul de l'EQIS est présenté dans la Figure N°2 et détaillé dans le guide EQIS-PA (8). La relation entre PM et NO₂ et mortalité étant basée sur une hypothèse d'absence de seuil (14,17,18), toute baisse des concentrations se traduit par une diminution de la mortalité pour la population exposée.

I FIGURE N° 2 I

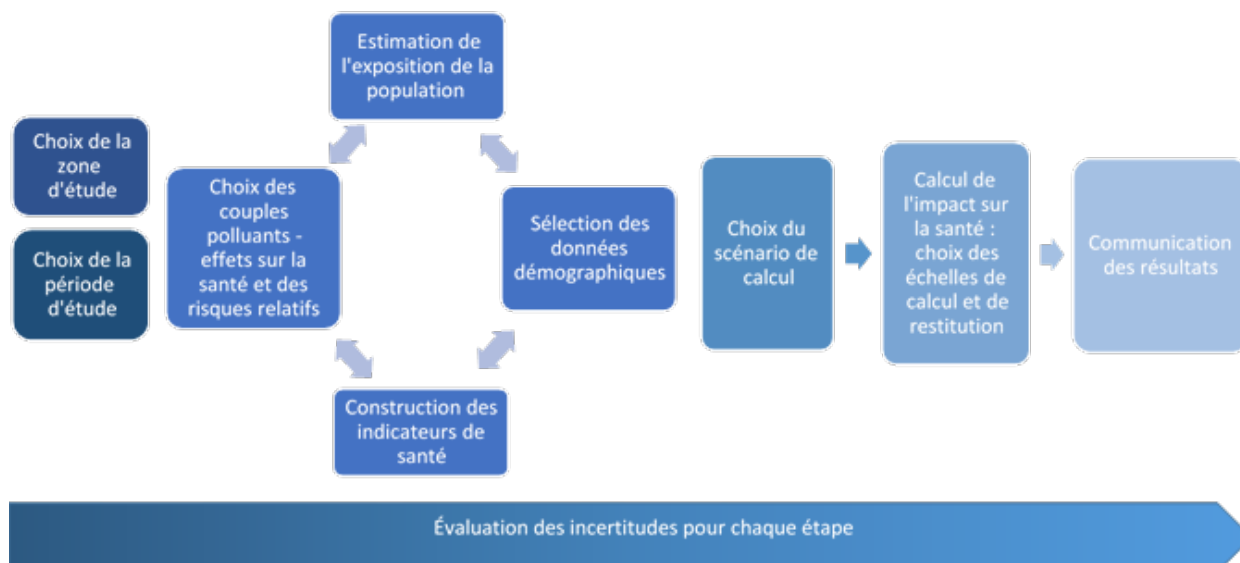
Principe de calcul de l'évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS)



L'EQIS a suivi les étapes résumées dans la Figure N°3 et détaillées dans le guide EQIS-PA de Santé publique France.

I FIGURE N° 3 I

Étapes d'une évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS)



3.2 Périodes et zone d'étude

L'étude a été réalisée en France métropolitaine, à l'échelle communale, sur la base du référentiel des communes de 2018.

Les résultats sont présentés par la suite pour la France métropolitaine et selon le type de commune :

- les communes rurales (moins de 2 000 habitants) ;
- les communes appartenant à des unités urbaines de 2 000 à 20 000 habitants ;
- les communes appartenant à des unités urbaines de 20 000 à 100 000 habitants ;
- les communes appartenant à des unités urbaines de plus de 100 000 habitants.

L'étude a porté sur des périodes différentes selon les scénarios spécifiques de l'EQIS (Tableau N°1) :

- l'EQIS à court terme du confinement s'est centrée sur les périodes de confinement strict et déconfinement progressif ;
- l'EQIS à plus long terme du confinement a pris en compte la période d'un an, allant de juillet 2019 à juin 2020 (intégrant le confinement strict et le déconfinement progressif) ;
- l'EQIS estimant le poids total de la pollution a pris en compte la période la plus récente de 4 ans avec des données disponibles, allant de 2016 à 2019.

I TABLEAU N° 1 I

Périodes d'étude

Objectifs	Période d'étude
Impacts sur la mortalité liés à la baisse des concentrations de polluants de l'air occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020	Scénario 1 : Impact à court terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations journalières de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité et modélisée à partir d'hypothèses portant sur la réduction des émissions pendant le confinement strict et le déconfinement progressif ¹
	Confinement strict : 16 mars au 11 mai 2020 Déconfinement progressif : 11 mai au 22 juin 2020 Période totale : 16 mars au 22 juin 2020
	Scénario 2 : Impact à plus long terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations annuelles de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité et modélisée à partir d'hypothèses portant sur la réduction des émissions pendant le confinement strict et le déconfinement progressif ¹
Poids total à long terme de la pollution de l'air ambiant entre 2016 et 2019 (hors contexte des mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19)	1 ^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020
	1 ^{er} janvier 2016 au 31 décembre 2019

¹Le déconfinement progressif correspond à une reprise progressive de l'activité suite au confinement strict.

3.3 Couples polluants - effets sur la santé et risques relatifs

Le choix des couples polluants – effets sur la santé et les risques relatifs (RR) associés parmi ceux disponibles dans la littérature s’est fait en s’appuyant sur les critères issus du guide EQIS-PA de Santé publique France (8) (Tableau N°2). Ils correspondent à des relations concentration-risque pour lesquelles le niveau d’incertitude sur la transposabilité du risque est faible et pour lesquels on dispose de suffisamment de données pour permettre une quantification fiable des impacts sur la santé.

Dans le cadre de cette étude, les RR représentent les relations entre un indicateur d’exposition de la population à la pollution de l’air ambiant et un indicateur de santé, estimés par les études épidémiologiques. Ces RR sont nécessaires aux EQIS et sont formulés avec une valeur centrale et un intervalle de confiance à 95 % [IC95 %] qui exprime l’erreur aléatoire et la variabilité attribuée à l’hétérogénéité des RR issus des études épidémiologiques. Il s’agit d’une petite partie de l’incertitude totale dans les estimations d’impact sur la santé produites par l’EQIS. D’autres incertitudes existent, associées par exemple à la mesure et la modélisation des indicateurs d’exposition de la population à la pollution de l’air ambiant.

Ainsi, conformément aux préconisations du guide EQIS-PA, l’étude porte sur les couples PM₁₀ ou NO₂-mortalité non accidentelle pour les impacts à court terme, et sur les couples PM_{2,5} ou NO₂-mortalité toutes causes chez les 30 ans et plus pour les impacts à plus long terme.

I TABLEAU N° 2 I

Choix des risques relatifs

EQIS	Indicateur de mortalité	Classes d'âges	Risques relatifs (RR)	Références
Impacts sur la mortalité liés à la baisse des concentrations de polluants de l'air occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020	Scénario 1 : Impact à court terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations journalières de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité	Mortalité Non-accidentelle	PM ₁₀ :	Liu <i>et al.</i> , 2019 Méta-analyse portant sur 340 villes* (19)
			1,0030 [1,0013-1,0047]	
	Scénario 2 : Impact à plus long terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations annuelles de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité	Tous âges	NO ₂ :	Corso <i>et al.</i> , 2020 Méta-analyse sur 18 villes françaises (20)
			1,0075 [1,0040-1,011]	
		≥ 30 ans	PM _{2,5} :	Pascal <i>et al.</i> , 2016 Méta-analyse d'études européennes (22 cohortes du projet ESCAPE et une cohorte française du projet Gazel'Air) (7)
			1,15 [1,05-1,25]	
Poids total à long terme de la pollution de l'air ambiant entre 2016 et 2019 (hors contexte des mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19)	Mortalité Totale	≥ 30 ans	NO ₂ :	COMEAP, 2018. Méta-analyse de 11 études occidentales (21)
			1,023 [1,008-1,037]	
	Mortalité Totale	≥ 30 ans	PM _{2,5} :	Pascal <i>et al.</i> , 2016 (7)
			1,15 [1,05-1,25]	
	Code CIM-10 : A00-Y98		NO ₂ :	COMEAP, 2018. (21)
			1,023 [1,008-1,037]	

* par rapport à l'étude indiquée en référence, les RR reportés ici ne prennent en compte dans la méta-analyse que ceux des pays occidentaux (Canada, République Tchèque, Estonie, Finlande, France, Allemagne, Grèce, Italie, Portugal, Espagne, Suède, Suisse, Royaume-Uni et États-Unis) et non l'ensemble des pays de l'étude

3.4 Données démographiques

Les données de population utilisées pour l'EQIS sont les effectifs issus du recensement de la population réalisé en 2016 à l'échelle de l'IRIS et spatialisé sur les bâtiments d'habitation selon une méthode établie par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air (LCSQA) (22). Cette méthode est fréquemment utilisée afin de tenir compte de la répartition hétérogène de la population sur le territoire d'une commune.

Le référentiel géographique utilisé pour les différents calculs, analyses et cartographies est conforme au code officiel géographique (COG) 2018.

3.5 Indicateurs de santé

Pour les impacts à court terme, les données journalières de mortalité non accidentelle tous âges (Classification internationale des maladies - 10^e révision, CIM-10 : A00-R99) ont été obtenues auprès du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDc-Inserm) pour les années les plus récentes disponibles (2014-2016).

Pour les impacts et le poids total à plus long terme de la pollution, les données de mortalité totale (CIM-10 : A00-Y98) annuelle toutes causes et par âge chez les 30 ans et plus à la commune ont également été obtenues auprès du CépiDc pour les années les plus récentes disponibles (2014-2016).

3.6 Indicateurs d'exposition à la pollution et scénarios

La modélisation a été réalisée par l'Ineris sur la base de scénarios européens précisés plus loin, adaptés pour la France par le Citepa.

Pour le premier objectif de l'EQIS, la première étape a été d'estimer la différence (ou delta) entre l'exposition effective de la population pendant les périodes de confinement strict et de déconfinement progressif, et l'exposition qui aurait été observée en l'absence de ces mesures de confinement.

Cet effet du confinement sur l'exposition aux indicateurs de pollution PM₁₀, PM_{2,5} et NO₂ est donc calculé selon les étapes suivantes :

- 1) Sur la base de la méthode utilisée dans la plateforme PREV'AIR¹⁰, le modèle de qualité de l'air Chimere (23) et les concentrations mesurées par les AASQA sont utilisés pour estimer rétrospectivement les concentrations journalières sur les périodes d'intérêt. Les données ainsi obtenues combinant modélisation et mesures sont représentatives des concentrations de fond réellement observées pendant les périodes d'intérêt ;
- 2) Afin d'obtenir un pourcentage de réduction des concentrations moyennes journalières pour chaque polluant et chaque période entre le 16/03 et le 22/06/2020, deux simulations Chimere ont, par ailleurs, été conduites pour évaluer les concentrations à partir de données simulées d'émissions, avec et sans confinement. Ces simulations ont été réalisées par l'Ineris à partir des jeux de données d'émissions élaborés par le service européen Copernicus (24) et adaptés pour la France par le Citepa.

Les outils mobilisés aux étapes 1 et 2 sont détaillés ci-dessous. L'ensemble de ces étapes est réalisé par maille d'environ 4 km par 4 km (0,03°×0,06°) sur la France métropolitaine.

- 3) Le pourcentage calculé à l'étape 2 est ensuite appliqué aux concentrations moyennes journalières estimées à l'étape 1, pour les périodes d'intérêt afin d'en déduire une cartographie journalière des concentrations de fond qui auraient dû être observées en l'absence de confinement.
- 4) La dernière étape consiste enfin à calculer les différences journalières (ou deltas journaliers) sur la période entre les concentrations obtenues aux étapes 1 et 3 et à ramener cette différence à l'échelle de la commune, afin de les mettre en regard avec

¹⁰ <http://www2.prevoir.org/>

les données de mortalité. Plusieurs hypothèses peuvent être mobilisées pour cela. L'approche retenue est celle privilégiée par l'Ineris à savoir l'utilisation de concentrations pondérées par la population. Les valeurs de concentration des différentes mailles du modèle présentes sur le territoire d'une commune auront ainsi un poids variable selon l'effectif de population définie pour chaque maille. La répartition des populations sur la grille de modélisation de la qualité de l'air se fait au prorata de la surface de croisement de ces bâtiments avec chaque maille de la grille (22). Cette méthode permet de tenir compte de la localisation et de la densité de la population pour estimer les niveaux de pollution pondérés d'une commune. Les espaces sans population ou très peu peuplés du territoire communal ne sont pas pris en compte avec le même poids que les espaces densément peuplés. Les niveaux de pollution atmosphérique estimés à la commune avec cette méthode sont plus proches de l'exposition réelle des populations que les estimations qui donnent le même poids à toutes les valeurs modélisées pour un polluant sur la commune (méthode de la moyenne pondérée par la surface des mailles en intersection avec les contours communaux).

Nous avons comparé les différences journalières (ou deltas journaliers) obtenus avec la méthode détaillée à l'étape 4 ci-dessus (modélisation sans confinement), à une méthode alternative se basant sur les périodes de références historiques. Cette méthode n'a finalement pas été retenue en raison des limites identifiées (cf. discussion).

Pour ce premier objectif (Tableau 1), la donnée d'exposition est la différence ou delta à l'échelle de la commune, entre les concentrations simulées dans le scénario sans confinement, et les concentrations estimées avec le confinement. Pour la prise en compte des impacts à plus long terme, nous comparons les impacts dans une situation où la population serait exposée dans la durée à la concentration annuelle moyenne estimée sans confinement et une situation où elle serait exposée à la concentration annuelle moyenne estimée avec confinement.

Pour le second objectif de l'EQIS (calcul du poids total à long terme de la pollution atmosphérique habituelle), les données annuelles de concentrations NO₂ et PM_{2,5} estimées sur la période 2016-2019 et élaborées par l'Ineris¹¹ ont été utilisées. Ces données, qui combinent modélisations et mesures sur une maille d'environ 4 km par 4 km, ont été ramenées à la commune et pondérées selon la même méthode que pour l'objectif précédent.

En l'absence de données de modélisation permettant d'estimer la part de la pollution anthropique (liée à l'activité humaine) en France, les niveaux de référence sans pollution anthropique ou seuils retenus, auxquels on compare nos scénarios, sont de 5 µg/m³ pour les PM_{2,5} (percentile 5 de la distribution des concentrations du polluant) et 10 µg/m³ pour le NO₂ (percentile 25 de la distribution des concentrations du polluant). Concernant les PM_{2,5}, il s'agit d'une valeur très proche de celle utilisée dans l'EQIS précédemment publiée en 2016 par Santé publique France pour la France continentale, 4,9 µg/m³, et correspondant aux valeurs estimées dans les zones montagneuses (7). Pour le NO₂, cela correspond au niveau choisi pour l'analyse de sensibilité réalisée par l'AEE, sur la base de la publication de Raaschou-Nielsen *et al.* (25). Le niveau d'exposition considéré dans l'EQIS correspond à la différence entre l'exposition moyenne annuelle estimée sur la période 2016-2019 et le seuil retenu (cette différence étant nulle si la concentration est déjà inférieure au seuil).

3.6.1 Présentation du modèle Chimere

La modélisation des concentrations des polluants sur la France a été réalisée avec le modèle Chimere (23). Ce modèle, défini comme un modèle de chimie-transport développé par le Centre national de la recherche scientifique (CNRS) et l'Ineris, est classiquement utilisé pour réaliser des

¹¹ <https://www.ineris.fr/fr/recherche-appui/risques-chroniques/mesure-prevision-qualite-air/20-ans-evolution-qualite-air-0>

prévisions de qualité de l'air¹² mais également pour des études de scénarios de réductions d'émissions (26). Plus d'une centaine de composés gazeux sont modélisés dont l'ozone, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, ainsi que les espèces particulaires. Le modèle Chimere est plus précisément décrit en Annexe 1.

Les concentrations estimées par PREV'AIR sont générées chaque jour pour le jour précédent en combinant les prévisions élaborées à l'aide du modèle Chimere et les données mesurées par les AASQA. La méthode d'élaboration de ces données est détaillée dans Beauchamp *et al.*, en 2018 (27) et Beauchamp *et al.* en 2017 (28).

Les simulations avec et sans effet du confinement ont été réalisées avec la version Chimere 2017β pour la période d'étude (29), sur la France métropolitaine et à une résolution de 4 km.

Les données d'émissions sont issues de l'inventaire CAMS-REG pour l'année 2015 et couvrant l'ensemble de l'Europe à une résolution de 0,1°x0,05°. Ces émissions ne prenant pas en compte l'effet du confinement, des facteurs d'abattement d'émissions ont été appliqués sur chacun des jours de la période. Ces facteurs d'abattement se basent sur les données CAMS adaptées aux régions françaises par le Citepa. Plus de détails sur le modèle et ses données d'entrée (données météorologiques, conditions aux limites et émissions) sont donnés Annexe 1.

3.6.2 Calcul des émissions

Le calcul des émissions est basé sur les variations d'émissions journalières proposées par le CAMS pour les principaux secteurs d'activités (24).

En 2020, Guevara *et al.* ont quantifié les réductions des émissions primaires dues aux mesures de confinement en Europe (24). Les facteurs de réduction par pays sont fournis quotidiennement pour chacun des secteurs d'activité : industrie de l'énergie (centrales thermiques), industrie manufacturière, trafics routier et aérien (cycle d'atterrissage et de décollage). Pour le secteur agricole, il a été considéré que les émissions n'ont pas varié par rapport à une année « sans confinement ». La période couverte va du 21 février, date à laquelle le premier confinement localisé européen a été mis en œuvre (dans la région de Lombardie en Italie), jusqu'au 26 avril 2020.

Les facteurs de réduction calculés ont été combinés avec l'inventaire européen des émissions du CAMS en utilisant des profils temporels d'émission ajustés afin d'en déduire des réductions d'émissions déclinées par unités de temps, par pays et par groupe de polluants. Pour la France, les calculs sont donc influencés en partie par les calculs dans les pays transfrontaliers.

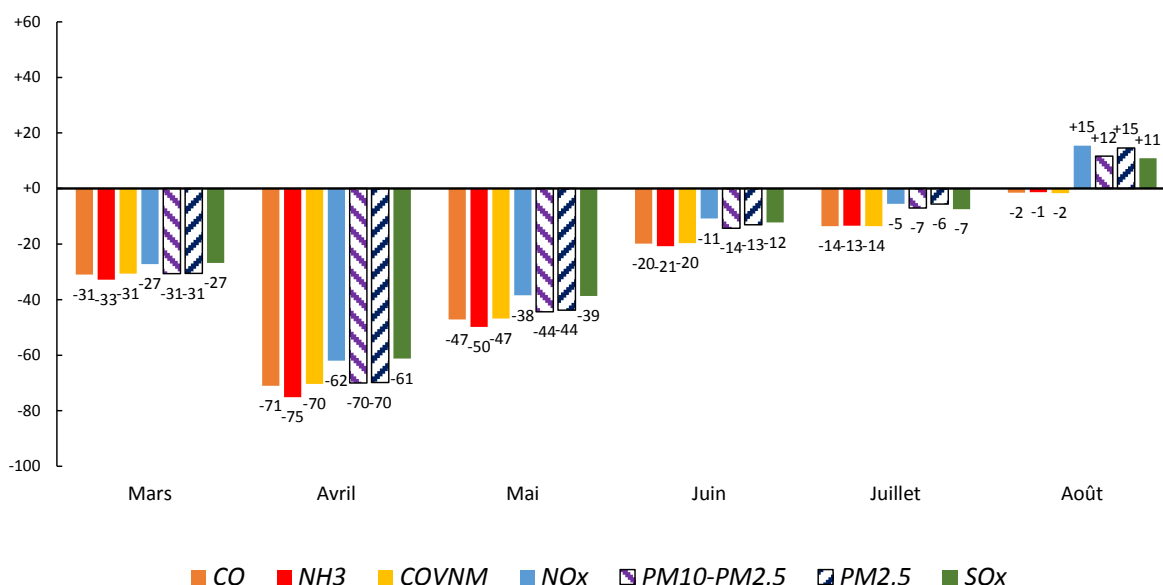
Le Citepa a réalisé un calcul des variations d'émissions plus fin par région française pour les émissions du trafic routier et une première estimation pour le secteur résidentiel. Concernant le trafic routier, les variations se basent sur les données de trafic (volume de véhicules en circulation) du Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (Cerema)¹³. Les variations mensuelles ainsi calculées sont illustrées par la Figure N°4. Concernant les émissions résidentielles, la consommation électrique des ménages (données journalières fournies par RTE - Réseau de transport électrique) a été utilisée comme un indicateur des émissions liées à ce secteur pour calculer l'impact du confinement, quel que soit le mode de chauffage. Plus de détails sur ces calculs sont donnés en Annexe 2.

¹² www2.prevoir.org

¹³ <https://dataviz.cerema.fr/trafic-routier/>

I FIGURE N° 4 I

Variation des émissions du trafic routier en France entre 2019 et 2020



Les facteurs de réduction des émissions ont été documentés selon les sources suivantes :

- Pour les secteurs industriels manufacturiers et de l'énergie, du trafic aérien et maritime à partir des données européennes issues du Service européen Copernicus de surveillance de l'atmosphère ;
- pour le trafic routier et le résidentiel à partir des mêmes données européennes ajustées par le Citepa ;
- pour le secteur agricole, aucune variation considérée.

3.7 Principe de calcul des EQIS

3.7.1 Analyses statistiques

Les équations utilisées pour calculer le nombre de décès évités ou évitables (selon les objectifs) et le gain en espérance de vie sont détaillées ci-après.

Les relations concentration de polluants-mortalité dont sont issues les RR utilisés sont log-linéaire sans seuils (14,17,18). Dans ce cas, le nombre de cas Δy évités, associé à une baisse Δx des niveaux de pollution se calcule à partir de l'équation :

$$\Delta y = Y_{obs} (1 - e^{-\beta \Delta x_{obs}})$$

Où y_{obs} est le nombre de cas observés dans la population au niveau actuel de pollution x_{obs} .

β est la pente de la relation concentration de polluant- logarithme de la mortalité. Pour un RR exprimé pour une augmentation de 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ de polluant, $\beta = \frac{\ln(RR)}{10}$.

Δx représente la baisse de la pollution dont on veut estimer l'impact.

Quand on s'intéresse à un scénario utilisant une valeur cible X_{cible} :

$$\Delta x = x_{obs} - X_{cible} \text{ si } x_{obs} > X_{cible}$$

$\Delta x = 0$ si $x_{obs} \leq X_{cible}$: la concentration observée étant déjà en dessous de la valeur cible, il n'y a pas de bénéfices sanitaires à atteindre la valeur cible.

Δy représente l'écart entre le nombre de décès observés aujourd'hui y_{obs} , et le nombre de décès attendus au niveau de pollution du scénario y_{Sce} .

L'intervalle de confiance à 95 % de Δy se calcule en utilisant les bornes hautes et basses de l'intervalle de confiance à 95 % du β .

Pour l'analyse des effets court terme, les équations sont appliquées sur des données journalières de mortalité et de pollution pour chaque jour de la période étudiée. Les résultats obtenus sont ensuite sommés sur la période étudiée.

Pour l'analyse des effets à plus long terme, les équations sont appliquées sur des données annuelles de mortalité et de pollution et les résultats sont exprimés en nombre de décès annuels.

Ce calcul est réalisé pour chaque commune puis les résultats sont additionnés pour obtenir des estimations nationales.

Pour l'espérance de vie à 30 ans, le principe de calcul est le même que pour le calcul de la mortalité. Au niveau de pollution observé aujourd'hui, une probabilité de décéder est calculable par classe d'âges (ici de 5 ans). Si la pollution baissait de Δx , cette probabilité de décès serait également diminuée d'un facteur $e^{-\beta \Delta x}$. À partir de ces probabilités par classe d'âges, il est possible de calculer l'espérance de vie moyenne à 30 ans. Pour l'impact à plus long terme du confinement, le gain en espérance de vie à 30 ans est calculé comme la différence entre l'espérance de vie à 30 ans obtenue à partir des données issues de la modélisation sans confinement (valeur haute) et celle obtenue à partir des données estimées avec le confinement, basées sur les observations réelles (valeur basse). Pour le poids total à long terme, le gain en espérance de vie à 30 ans est calculé comme la différence entre l'espérance de vie à 30 ans obtenue à partir des données observées, et celle obtenue à partir des données attendues sous la baisse de la pollution envisagée. Le nombre total d'années de vie gagnées correspondant est calculé comme le produit du gain en espérance de vie à 30 ans par le nombre de personnes de 30 ans concernées.

Le détail des équations est présenté dans le guide EQIS-PA (8).

Le calcul de l'espérance de vie nécessite donc de disposer de données de mortalité et de population par classe d'âges de 5 ans (table de mortalité). Les décès sont enregistrés dans chacune des classes d'âges dans les communes les plus peuplées. Cependant, la majorité des communes françaises ne sont pas suffisamment peuplées pour qu'il y ait des habitants et des décès dans toutes les classes d'âges. Des regroupements ont donc été nécessaires. Pour les communes suffisamment peuplées ayant une table de mortalité, on a ainsi appliqué la table de mortalité de la commune. Pour les communes insuffisamment peuplées n'ayant pas de table de mortalité, on a regroupé les tables de mortalité de l'ensemble des communes du département appartenant à la même « classe d'urbanisation ».

Comme pour la mortalité, les calculs du nombre d'années de vie gagnées sont réalisés pour chaque commune puis les résultats sont additionnés pour obtenir des estimations nationales.

3.7.2. Analyses de sensibilité

Les analyses de sensibilité visent à explorer l'influence des sources d'incertitude et de variabilité de l'EQIS lorsque cela est possible. Trois sources ont été considérées ici :

- La méthode d'extrapolation de la concentration à la maille (4 km par 4 km) à une exposition à la commune : méthode prenant en compte la moyenne des concentrations des mailles recouvrant la commune, pondérée par la surface de recouvrement.
- Le choix du risque relatif :
 - o pour les PM_{2,5}, deux RR alternatifs ont été utilisés. Un recommandé par l'OMS en 2013 pour l'Europe (1,06 [1,04-1,08]) (30), et un deuxième issu d'un calcul pour l'Europe dans le cadre d'une méta-analyse récente réalisée pour la révision des valeurs guides de l'OMS (1,07 [1,03-1,11]) (17);
 - o pour le NO₂, le RR issu d'une méta-analyse récente réalisée pour la révision des valeurs guides de l'OMS (1,02 [1,01-1,04]) (18).
- Le choix des seuils de référence utilisés pour quantifier le poids total de la pollution :
 - o pour les PM_{2,5}, les analyses de sensibilité ont été effectuées avec des seuils de 0 µg/m³ et 2,5 µg/m³. Il s'agit des seuils utilisés par l'AEE pour estimer le poids total de la pollution en France (6) ;
 - o pour le NO₂, les analyses de sensibilité ont été effectuées avec des seuils de 0 µg/m³ et 5 µg/m³.

4. RÉSULTATS

4.1 Analyses descriptives

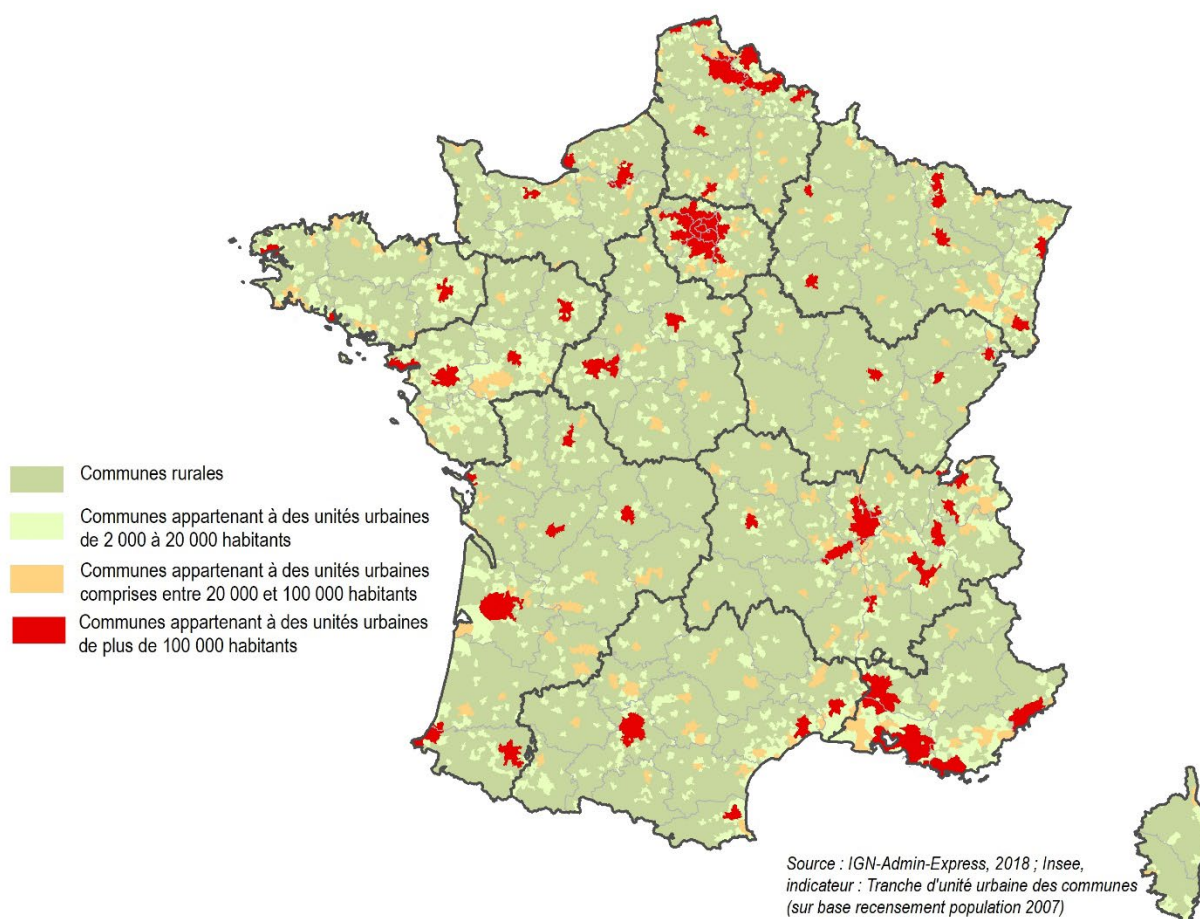
4.1.1 Zone d'étude

L'étude a porté sur les 35 228 communes du référentiel géographique conforme au COG 2018, parmi lesquelles 28 102 communes rurales et 7 126 communes urbaines (Figure N°5).

En 2016 (dernière année du recensement disponible pour l'étude), la France métropolitaine totalisait 64 millions d'habitants, dont 47 % en zones de plus de 100 000 habitants, 13 % en zones de 20 000 à 100 000 habitants, 17 % en zones de 2 000 à 20 000 habitants, et 23 % en zone rurales (Tableau N°3 et Figure N°5).

I FIGURE N° 5 I

Répartition des communes françaises selon leur caractère urbain/rural



4.1.2 Données de mortalité et de population

Le nombre moyen journalier de décès toutes causes non accidentelles de personnes domiciliées en France métropolitaine pour les données disponibles les plus récentes (soit la période 2014-2016) est de 1 453 (Tableau N°3).

Le nombre moyen annuel de décès toutes causes de personnes de 30 ans et plus, domiciliées en France métropolitaine pour les données disponibles les plus récentes (soit la période 2014-2016) est de 561 953 (Tableau N°3).

I TABLEAU N° 3 I

Données de population (1) et de mortalité (2) selon la classe d'urbanisation, période 2014-2016

Classe d'urbanisation	Nombre de communes	Population totale	Population (30 ans et plus)	Mortalité non accidentelle	Mortalité toutes causes 30 ans et plus	
				Nombre moyen journalier Total	Nombre moyen annuel	Pour 100 000 hab.
Rurales (< 2 000 hab)	28 102	14 547 358	9 800 219	342	133 103	1 358,12
Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	3 743	11 244 685	7 500 861	312	121 061	1 613,96
Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	1 380	8 650 868	5 669 358	227	87 860	1 549,73
Urbaines (> 100 000 hab)	2 003	30 025 229	18 196 273	573	219 929	1 208,65
France métropolitaine	35 228	64 468 320	41 166 711	1 453	561 953	1 365,07

Source : (1) Insee, (2) CépiDc

4.1.3 Données de pollution

4.1.3.1 Baisse des concentrations de polluants de l'air occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020

4.1.3.1.1 Baisse des concentrations estimées pendant le confinement

La modélisation des baisses de concentrations journalières des polluants observées pendant le confinement et considérées pour l'impact à court terme sur la mortalité, sont présentés ci-après.

En moyenne, pour la période du confinement strict, le delta entre le niveau estimé de PM₁₀ pendant le confinement et sa référence (concentrations modélisées sans confinement) était compris entre -8,6 µg/m³ et -0,1 µg/m³ selon les communes. Pour le NO₂, ce delta variait entre -30,8 µg/m³ et -0,3 µg/m³ (Tableau N°4 et Figure N°6).

La période de déconfinement progressif est logiquement caractérisée par une baisse des concentrations en polluant moins importante que durant le confinement strict. On observe par

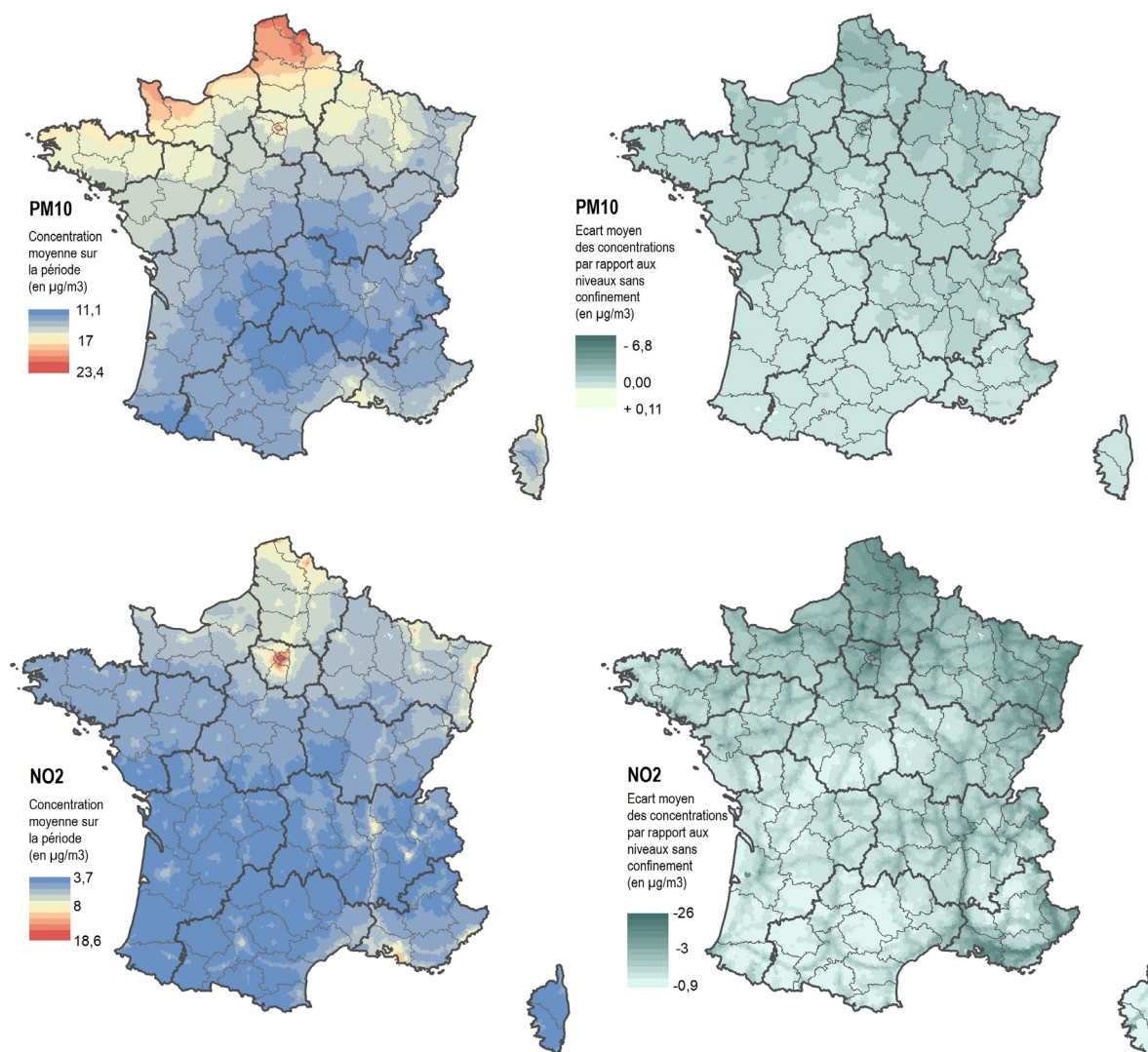
ailleurs une baisse des concentrations d'autant plus importante que le niveau d'urbanisation est élevé, pour les PM₁₀ mais surtout pour le NO₂ (Tableau N°4 et Figure N°6).

En effet, le NO₂ étant un polluant à plus courte durée de vie, les concentrations les plus élevées sont obtenues près des sources d'émissions, principalement en zone urbaine (le trafic routier représentant plus de la moitié des émissions de NO_x). Les sources d'émissions de particules sont plus diversifiées. Le chauffage au bois en particulier est la première source de PM₁₀ en France, avec une moindre présence dans les grandes villes. De plus, les particules ont une durée de vie de quelques jours et peuvent être formées dans l'atmosphère par condensation de particules gazeuses. Les particules peuvent ainsi être transportées loin de leur sources d'émissions, expliquant un gradient urbain/rural moins marqué.

À noter que les deltas journaliers obtenus dans l'analyse de sensibilité (cf. partie 3.7.2), à partir des concentrations pondérées sur la surface sont très proches de ceux obtenus à partir des concentrations pondérées sur la population (Annexe 3).

I FIGURE N° 6 I

Distribution des concentrations moyennes de polluants (PM₁₀ et NO₂) estimées pendant la période du confinement et écart moyen des concentrations estimées par rapport aux niveaux sans confinement



Source : ADMIN-EXPRESS - Ign, 2018 ; Ineris, Chimère, données redressées tenant compte de la réduction des émissions pendant le confinement. Moyennes des concentrations sur la période du 16/03 au 22/06/2020. Santé publique France, 2020

4.1.3.1.2. Baisse des concentrations observées sur la période du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020

La modélisation de la baisse de concentrations des polluants liée au confinement et considérée pour l'impact à plus long terme sur la mortalité est présentée ci-après.

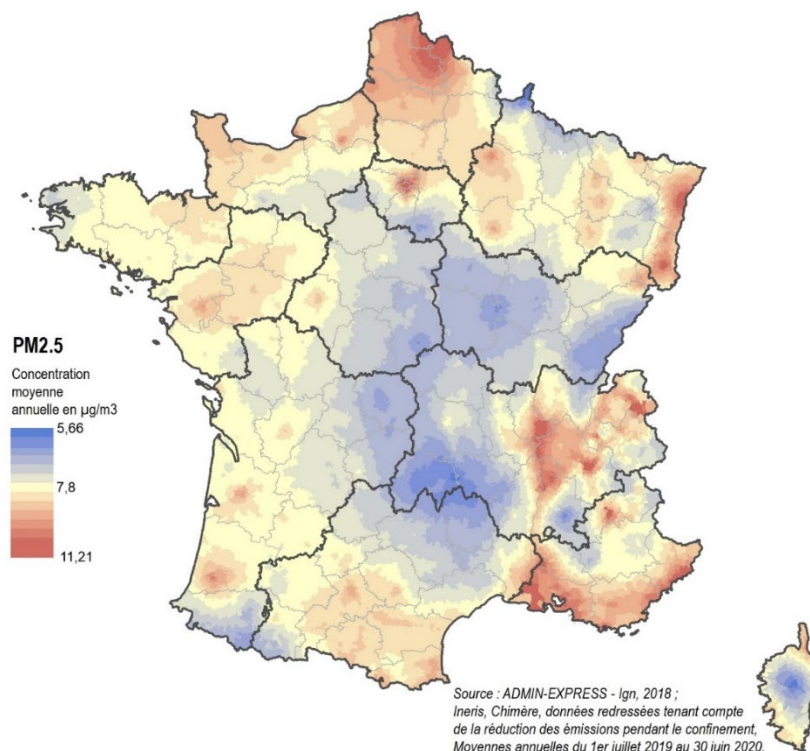
En moyenne, pour la période allant du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020, le delta pour les PM_{2,5} était compris entre -0,9 µg/m³ et 0,01 µg/m³ selon les communes (Tableau N°4 et Figure N°7). Pour le NO₂, cette baisse était comprise entre -7,0 µg/m³ et -0,04 µg/m³ (Tableau N°4 et Figure N°8).

Comme précédemment, la diminution est d'autant plus importante que le niveau d'urbanisation est élevé, pour les PM_{2,5} (Tableau N°4 et Figure N°7) et encore davantage pour le NO₂ (Tableau N°4 et Figure N°8).

À nouveau, les deltas journaliers obtenus dans l'analyse de sensibilité (cf. partie 3.7.2), à partir des concentrations pondérées par la surface sont très proches de ceux obtenus partir des concentrations pondérées par la population (Annexe 3).

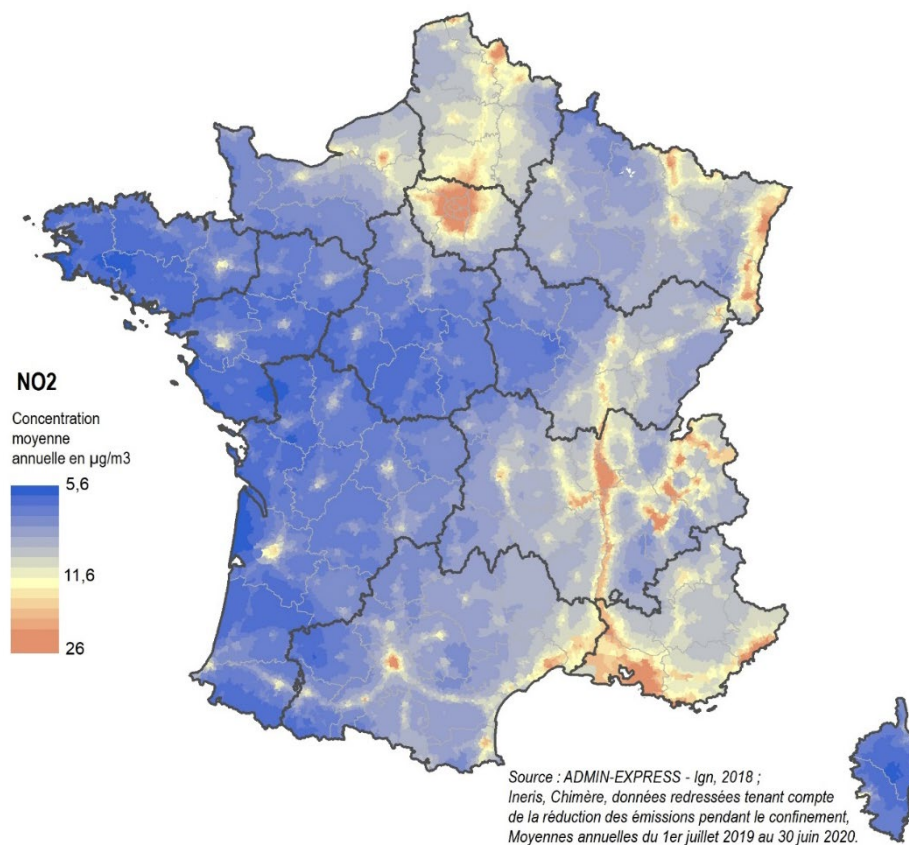
I FIGURE N° 7 I

Distribution des concentrations moyennes de PM_{2,5} par commune sur la période du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020 – Modélisations Chimere, redressement des données tenant compte de la réduction des émissions pendant le confinement



I FIGURE N° 8I

Distribution des concentrations moyennes de NO₂ par commune sur la période du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020 – Modélisations Chimere, redressement des données tenant compte de la réduction des émissions pendant le confinement



I TABLEAU N° 4 I

Moyenne [min ; max] des deltas journaliers (différences de concentration) par période, par polluant et par classe d'urbanisation en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020

	Classe d'urbanisation	Confinement strict* (16 mars au 11 mai 2020)	Déconfinement progressif* (11 mai au 22 juin 2020)	Période totale* (16 mars au 22 juin 2020)	Annuelle* (1 ^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020)
PM ₁₀ (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	-2,4 [-4,9 ; -0,1]	-0,4 [-1,6 ; 0,6]	-1,5 [-3,2 ; 0,1]	/
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-2,4 [-4,6 ; -0,1]	-0,4 [-1,3 ; 0,4]	-1,5 [-3,0 ; 0,1]	/
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-2,4 [-4,7 ; -0,1]	-0,4 [-1,4 ; 0,4]	-1,5 [-3,0 ; 0,1]	/
	Urbaines (> 100 000 hab)	-2,7 [-8,6 ; -0,1]	-0,4 [-4,4 ; 0,7]	-1,7 [-6,7 ; 0,1]	/
	France métropolitaine	-2,4 [-8,6 ; -0,1]	-0,4 [-4,4 ; 0,7]	-1,5 [-6,7 ; 0,1]	/
NO ₂ (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	-3,0 [-12,8 ; -0,3]	-0,5 [-5,6 ; 0,1]	-1,9 [-8,7 ; -0,2]	-0,5 [-2,3 ; -0,04]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-3,5 [-11,8 ; -0,3]	-0,6 [-4,8 ; 0,1]	-2,3 [-8,3 ; -0,2]	-0,6 [-2,2 ; -0,05]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-3,8 [-10,7 ; -0,9]	-0,7 [-3,6 ; 0,04]	-2,5 [-7,6 ; -0,6]	-0,7 [-2,1 ; -0,2]
	Urbaines (> 100 000 hab)	-5,1 [-30,8 ; -1,3]	-1,0 [-19,6 ; -0,04]	-3,3 [-25,9 ; -0,8]	-0,9 [-7,0 ; -0,2]
	France métropolitaine	-3,2 [-30,8 ; -0,3]	-0,6 [-19,6 ; 0,1]	-2,1 [-25,9 ; -0,2]	-0,6 [-7,0 ; -0,04]
PM _{2,5} (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; 0,01]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; 0,01]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; 0,01]
	Urbaines (> 100 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,9 ; 0,002]
	France métropolitaine	/	/	/	-0,3 [-0,9 ; 0,01]

* Certaines valeurs ne sont pas données dans le tableau car elles ne sont pas utilisées pour l'EQIS

4.1.3.1.3. Niveaux moyens de PM_{2,5} et de NO₂ estimés en France entre 2016 et 2019

Pour la période du 1^{er} janvier 2016 au 31 décembre 2019, selon les communes, les moyennes annuelles de PM_{2,5} étaient comprises entre 6,6 µg/m³ et 14,4 µg/m³ (Tableau N°5 et Figure N°9) et entre 7,4 µg/m³ et 34,3 µg/m³ pour le NO₂ (Tableau N°5 et Figure N°10).

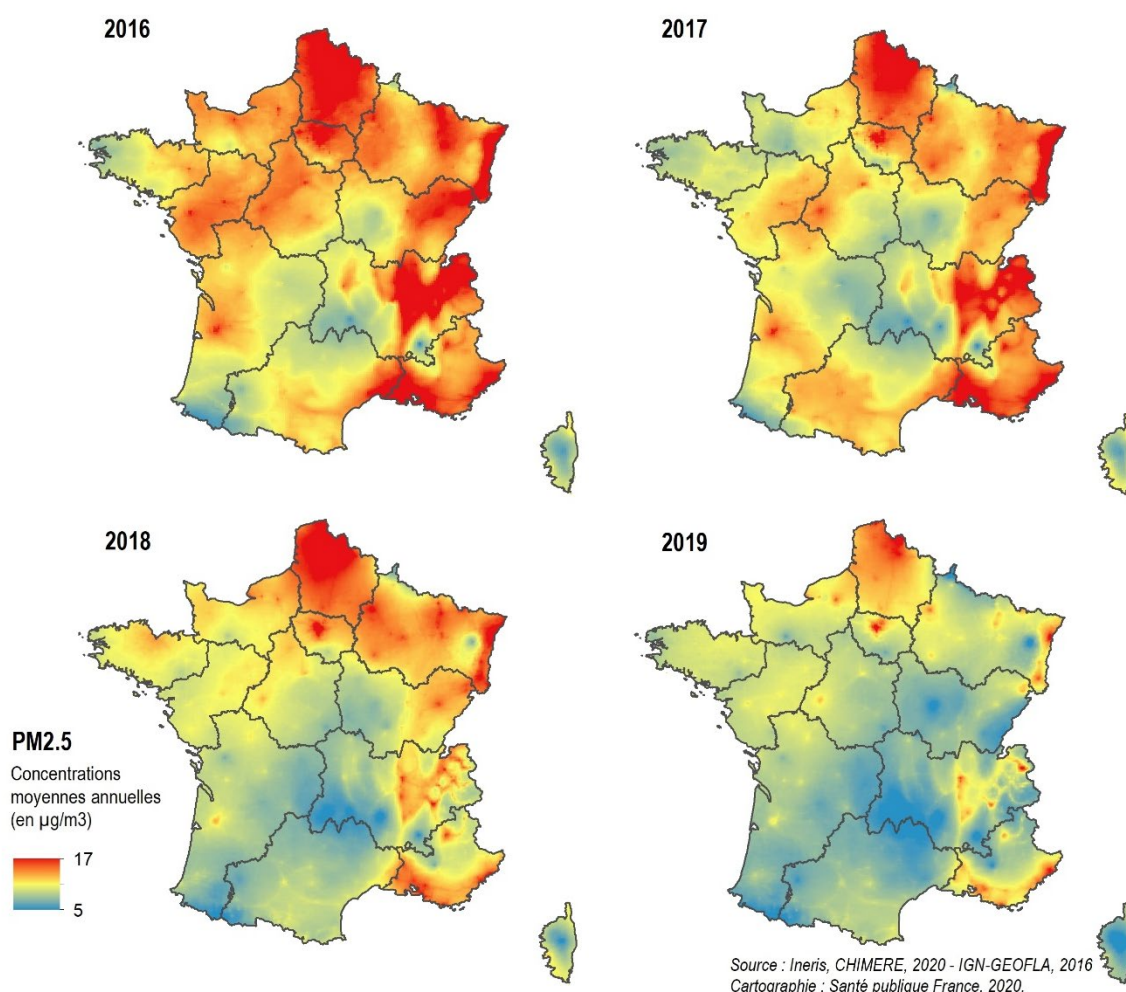
Les concentrations moyennes étaient plus faibles dans les communes rurales que dans les communes plus urbanisées, avec un gradient moins marqué pour les PM_{2,5} (Tableau N°5 et Figure N°9) que pour le NO₂ (Tableau N°5 et Figure N°10). Ce gradient urbain/rural des

concentrations, moins marqué pour les particules que pour le NO₂, est donc habituel, ce qui est cohérent avec la répartition des sources d'émission de ces deux types de polluants.

À nouveau, les deltas journaliers obtenus dans l'analyse de sensibilité (cf. partie 3.7.2), à partir des concentrations pondérées par la surface sont très proches de ceux obtenus partir des concentrations pondérées par la population (Annexe 3).

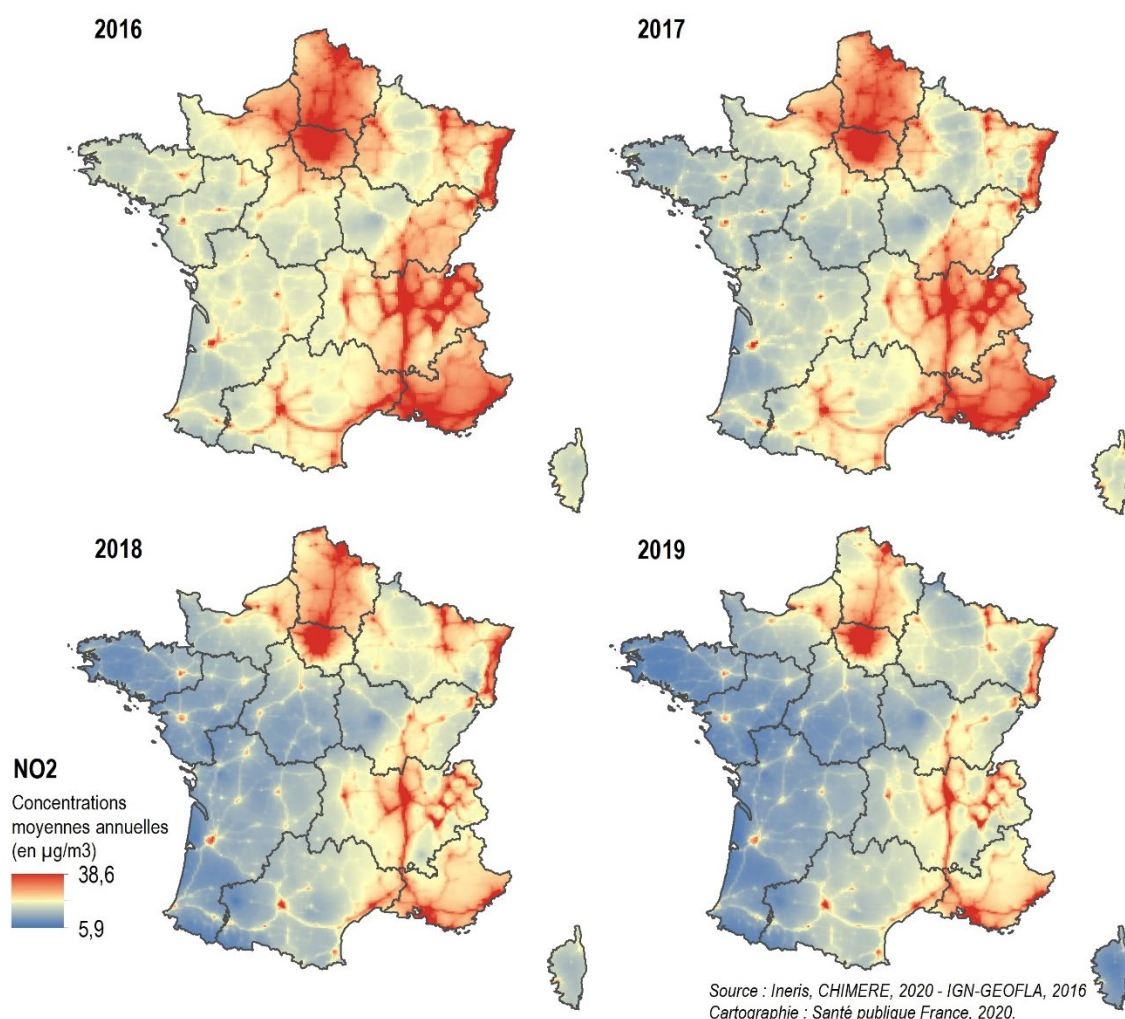
I FIGURE N° 9 I

Distribution des concentrations moyennes annuelles de PM_{2,5} sur la période du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2019



I FIGURE N° 10 I

Distribution des concentrations moyennes annuelles de NO₂ sur la période du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2019



I TABLEAU N° 5 I

Description des concentrations moyennes annuelles en PM_{2,5} et en NO₂ et population exposée par classe d'urbanisation en France métropolitaine du 1^{er} janvier 2016 au 31 décembre 2019

	Classe d'urbanisation	Moyenne [min ; max]	Percentile 25	Percentile 75
PM _{2,5} (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	9,5 [6,6 ; 13,5]	8,8	10,0
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	9,8 [7,1 ; 13,5]	9,1	10,5
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	9,9 [7,2 ; 13,3]	9,1	10,8
	Urbaines (> 100 000 hab)	10,9 [7,8 ; 14,4]	10,0	11,7
	France métropolitaine	9,6 [6,6 ; 14,4]	8,9	10,2
NO ₂ (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	11,5 [7,4 ; 23,5]	9,9	12,8
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	12,4 [7,6 ; 22,8]	10,2	14,2
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	13,2 [7,9 ; 21,0]	11,2	15,1
	Urbaines (> 100 000 hab)	17,2 [8,0 ; 34,3]	14,3	19,4
	France métropolitaine	12,0 [7,4 ; 34,3]	10,0	13,3

4.2 Résultats des EQIS

4.2.1 Impacts sur la mortalité liés à la baisse des concentrations de polluants de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020

4.2.1.1 Scénario 1 : Impact à court terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations journalières de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité

Selon ce scénario, 243 décès auraient été évités grâce aux baisses de concentrations en NO₂ et 61 décès grâce aux baisses de concentrations en PM₁₀ durant le confinement strict en France métropolitaine, dont environ la moitié (51 % pour le NO₂ et 44 % pour les PM₁₀) se concentre dans les communes appartenant à une unité urbaine de plus de 100 000 habitants (Tableau N°6).

Durant le déconfinement progressif, 39 décès auraient été évités grâce aux baisses de concentrations en NO₂ et 8 décès grâce aux baisses de concentrations en PM₁₀. Environ la moitié (56 % pour le NO₂ et 38 % pour les PM₁₀) des décès évités se concentre dans les communes appartenant à une unité urbaine de plus de 100 000 habitants (Tableau N°6).

Le gradient urbain/rural des baisses de concentration, plus faible pour les particules que pour le NO₂, se retrouve dans le gradient urbain/rural du nombre de décès évités à court terme, plus faible pour les particules que pour le NO₂.

Ainsi, au total, on estime que les baisses des concentrations de PM₁₀ et de NO₂ estimées entre le 16 mars et le 22 juin 2020 ont permis d'éviter respectivement de l'ordre de 70 et 280 décès associés à des effets à court terme de la pollution de l'air ambiant (décompensation de

pathologies préexistantes). À noter que les estimations respectives des cas évités grâce aux diminutions des concentrations de chaque polluant ne sont pas sommables intégralement, car une partie des décès peut être attribuée à l'exposition conjointe à ces deux polluants (Tableau N°6).

I TABLEAU N° 6 I

Impact des PM₁₀ et du NO₂ à court terme sur la mortalité en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 (IC95%)

		PM ₁₀		NO ₂	
	Classe d'urbanisation	Nombre de décès évités	Pourcentage de la mortalité sur la période d'étude (%)	Nombre de décès évités	Pourcentage de la mortalité sur la période d'étude (%)
Confinement strict (16 mars au 11 mai 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	13 [6 ; 21]	0,07	41 [22 ; 60]	0,2
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	12 [5 ; 19]	0,07	43 [23 ; 63]	0,3
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	9 [4 ; 14]	0,07	35 [19 ; 52]	0,3
	Urbaines (> 100 000 hab)	27 [12 ; 43]	0,09	124 [66 ; 182]	0,4
	France métropolitaine	61 [26 ; 97]	0,08	243 [130 ; 357]	0,3
Déconfinement progressif (11 mai au 22 juin 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	2 [0 ; 3]	0,01	6 [2 ; 9]	0,04
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	2 [0 ; 3]	0,01	6 [3 ; 9]	0,1
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	1 [0 ; 2]	0,01	5 [2 ; 8]	0,1
	Urbaines (> 100 000 hab)	3 [0 ; 6]	0,01	22 [9 ; 35]	0,1
	France métropolitaine	8 [1 ; 14]	0,01	39 [16 ; 61]	0,1
Période totale (16 mars au 22 juin 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	15 [6 ; 24]	0,04	47 [24 ; 69]	0,1
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	14 [5 ; 22]	0,04	49 [26 ; 72]	0,2
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	10 [4 ; 16]	0,04	40 [21 ; 60]	0,2
	Urbaines (> 100 000 hab)	31 [11 ; 50]	0,05	146 [75 ; 217]	0,3
	France métropolitaine	69 [26 ; 111]	0,05	282 [146 ; 418]	0,2

4.2.1.2 Scénario 2 : Impact à plus long terme sur la mortalité consécutif à la baisse des concentrations annuelles de pollution de l'air ambiant occasionnée par les restrictions d'activité

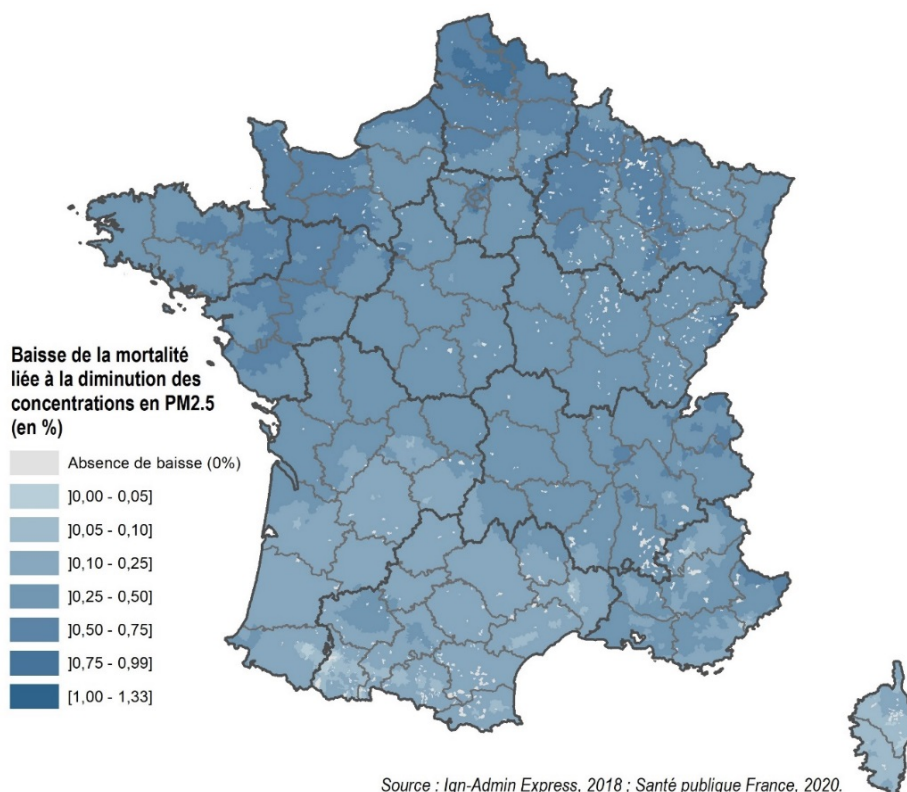
Sous ce scénario, sur la période allant du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020, 2 274 décès auraient été évités grâce aux baisses de concentrations en $PM_{2,5}$ (Tableau N°7 et Figure N°11) et 893 décès grâce aux baisses de concentrations en NO_2 en France métropolitaine (Tableau N°7 et Figure N°12), dont environ la moitié (43 % pour le $PM_{2,5}$ et 52 % pour les NO_2) se concentre dans les communes appartenant à une unité urbaine de plus de 100 000 habitants.

Les personnes âgées de 30 ans auraient alors un gain en moyenne de 13 jours d'espérance de vie consécutif à une diminution de leur exposition aux $PM_{2,5}$ et de 5 jours pour le NO_2 , soit respectivement 27 815 et 11 263 années de vie gagnées. Le gain en espérance de vie est plus important dans les communes appartenant à des unités urbaines de plus de 100 000 habitants pour ces deux polluants (Tableau N°7) du fait du gradient urbain/rural.

À noter de nouveau que les estimations respectives des cas évités grâce aux diminutions de chaque polluant ne sont pas sommables intégralement, car une partie des décès peut être attribuée à ces deux polluants simultanément.

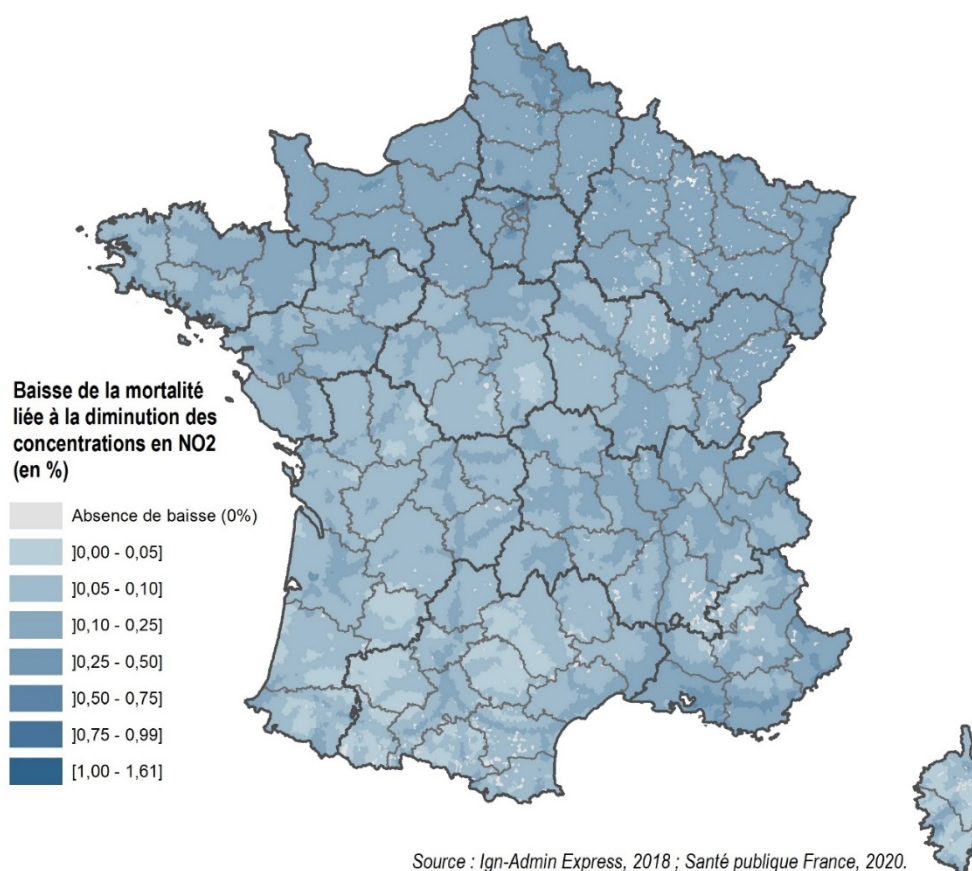
I FIGURE N° 11 I

Impact de la diminution des concentrations en $PM_{2,5}$ sur la mortalité à l'échelle communale du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020 en France métropolitaine (en %)



I FIGURE N° 12 I

Impact de la diminution des concentrations en NO₂ sur la mortalité à l'échelle communale du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020 en France métropolitaine (en %)



I TABLEAU N° 7 I

Impact de la diminution des concentrations de PM_{2,5} et de NO₂ sur la mortalité et l'espérance de vie en France métropolitaine du 1er juillet 2019 au 30 juin 2020 (IC95 %)

	Classe d'urbanisation	Nombre de décès évités	Pourcentage de la mortalité annuelle (%)	Gain moyen d'espérance de vie à 30 ans (jours)	Nombre total d'années vie gagnées
PM _{2,5}	Rurales (< 2 000 hab)	507 [177 ; 811]	0,4	12 [4 ; 18]	4 884 [1 705 ; 7 798]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	460 [160 ; 736]	0,4	11 [4 ; 18]	3 607 [1 259 ; 5 760]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	322 [112 ; 515]	0,4	12 [4 ; 19]	3 080 [1 075 ; 4 919]
	Urbaines (> 100 000 hab)	984 [343 ; 1 574]	0,5	14 [5 ; 23]	16 244 [5 670 ; 25 937]
	France métropolitaine	2 274 [793 ; 3 636]	0,4	13 [5 ; 21]	27 815 [9 709 ; 44 414]
NO ₂	Rurales (< 2 000 hab)	150 [52 ; 239]	0,1	4 [1 ; 6]	1 490 [522 ; 2 380]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	156 [54 ; 249]	0,1	4 [1 ; 6]	1 290 [452 ; 2 062]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	128 [45 ; 204]	0,2	5 [2 ; 8]	1 252 [439 ; 2 001]
	Urbaines (> 100 000 hab)	460 [161 ; 735]	0,2	6 [2 ; 10]	7 231 [2 534 ; 11 553]
	France métropolitaine	893 [313 ; 1 427]	0,2	5 [2 ; 8]	11 263 [3 946 ; 17 995]

4.2.2 Poids total à long terme sur la mortalité de la pollution de l'air ambiant entre 2016 et 2019 (hors contexte des mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19)

En raison du fait que la pollution de l'air ambiant demeure un facteur de risque majeur pour la santé en France, et pour mettre en perspective les résultats des scénarios de baisse des concentrations en lien avec les mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19 au printemps 2020, une EQIS sur le poids total à long terme de la pollution atmosphérique sur la mortalité a été réalisée pour actualiser les estimations produites en 2016 par Santé publique France (7).

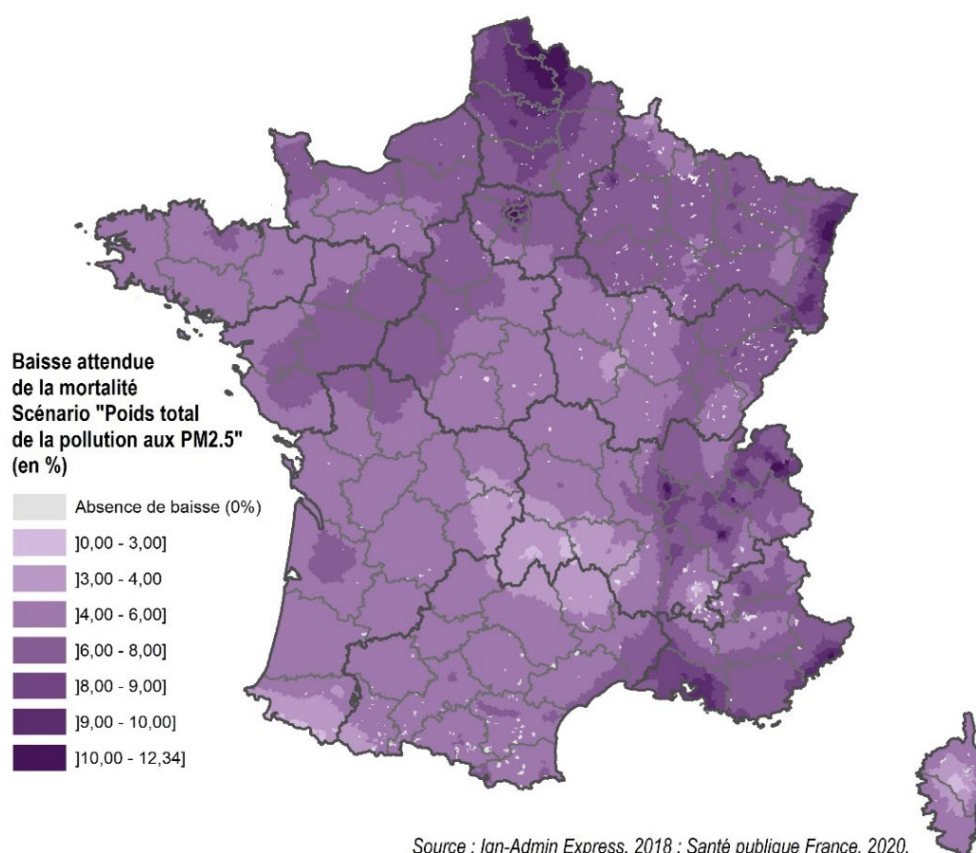
En considérant le même RR (1,15 [1,05 ; 1,25]) et seuil (de 5 µg/m³) que ceux utilisés en 2016 pour les PM_{2,5} ainsi qu'un seuil de 10 µg/m³ pour le NO₂, comme référence pour une pollution d'origine anthropique, chaque année près de 40 000 décès seraient évitables pour une baisse de l'exposition de la population aux PM_{2,5} (Tableau N°8 et Figure N°13), et 7 000 décès pour une baisse de l'exposition de la population au NO₂ (Tableau N°8 et Figure N°14), représentant respectivement 7 % et 1 % de la mortalité totale annuelle. Ceci représenterait en moyenne 7,6 mois d'espérance de vie gagnés en raison d'une baisse de l'exposition aux PM_{2,5} et 1,6 mois

en raison d'une baisse de l'exposition au NO₂, pour les personnes âgées de 30 ans, soit respectivement 491 797 et 106 354 années de vie gagnées au total (Tableau N°8).

Une part importante de cet impact en termes de mortalité et d'espérance de vie se concentre dans les communes appartenant à une unité urbaine de plus de 100 000 habitants (Tableau N°8 et Figure N°15).

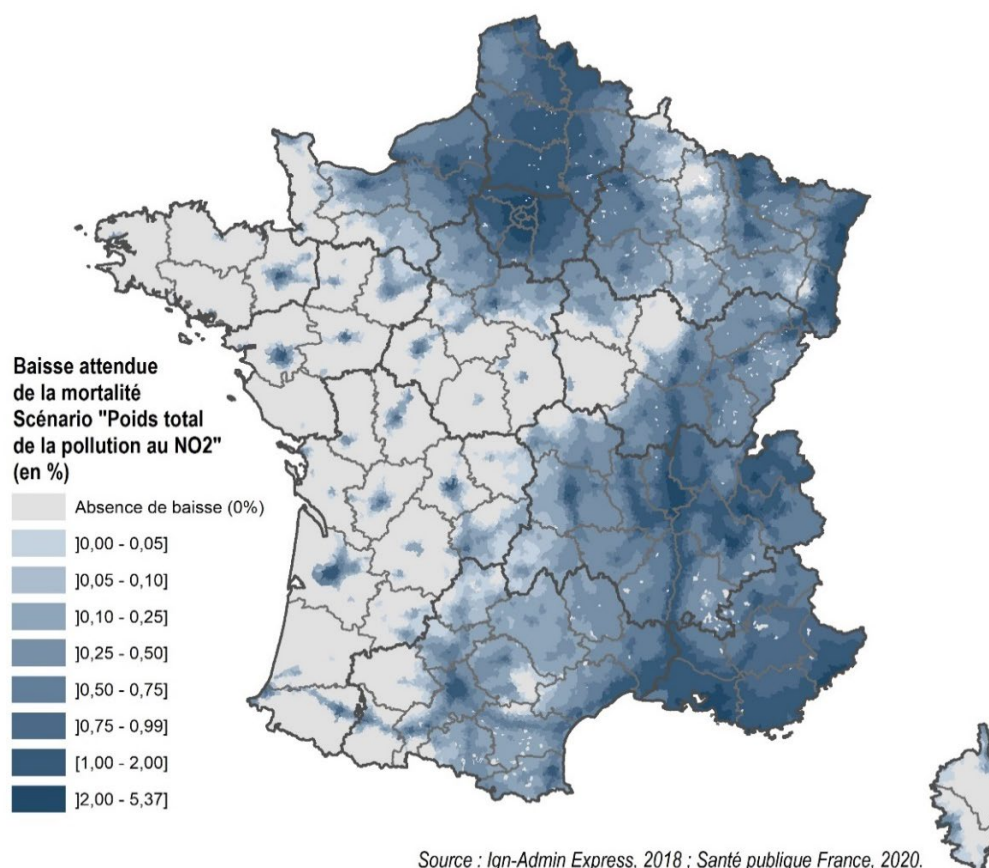
I FIGURE N° 13 I

Poids total de l'exposition à long terme aux PM_{2,5} sur la mortalité de la population âgée de 30 ans et plus à l'échelle communale, du 1^{er} janvier 2016 au 31 décembre 2019 en France métropolitaine (en %)



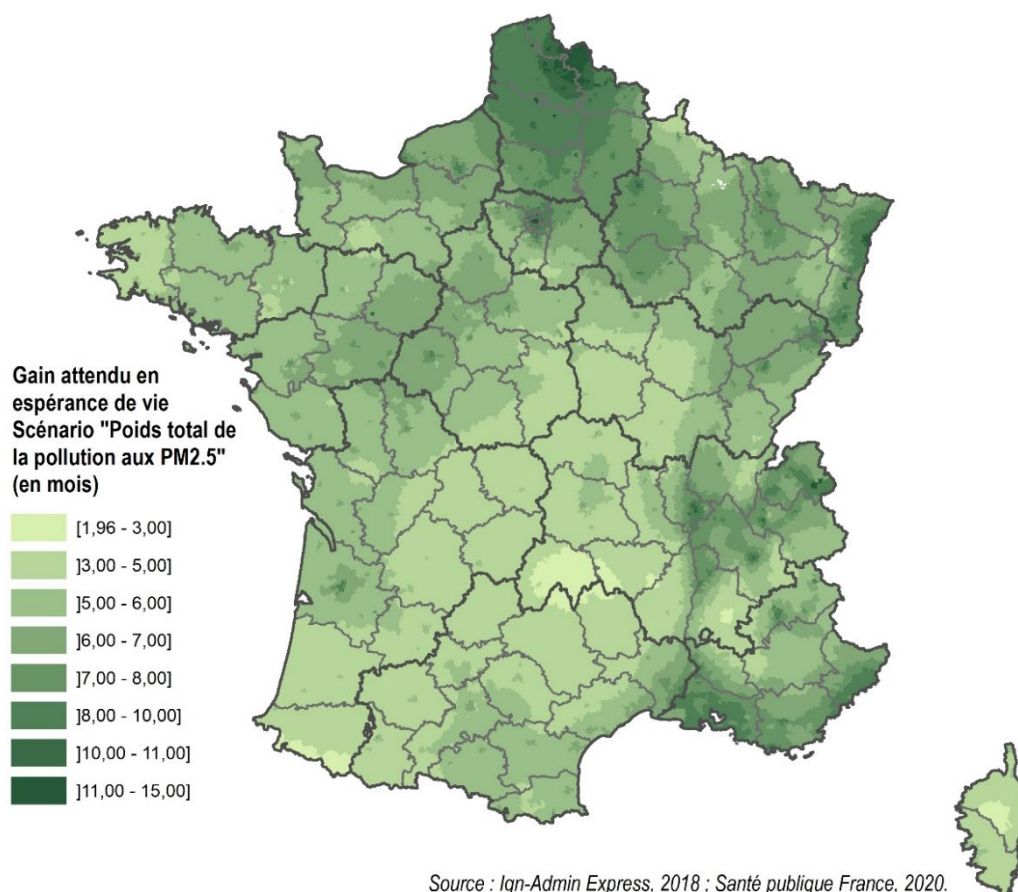
I FIGURE N° 14 I

Poids total de l'exposition à long terme au NO₂ sur la mortalité de la population âgée de 30 ans et plus à l'échelle communale, du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2019 en France métropolitaine (en %)



I FIGURE N° 15 I

Poids total de l'exposition à long terme aux PM_{2,5} sur l'espérance de vie de la population âgée de 30 ans et plus à l'échelle communale, du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2019 (en %) en France métropolitaine



I TABLEAU N° 8 I

Poids total de l'exposition à long terme aux PM_{2,5} et au NO₂ sur la mortalité et l'espérance de vie de la population âgée de 30 ans et plus en France métropolitaine du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2019 (IC95 %)

	Classe d'urbanisation	Nombre de décès évitables	Pourcentage de la mortalité annuelle (%)	Gain moyen d'espérance de vie à 30 ans (mois)	Nombre total d'années vie gagnées
PM_{2,5}	Rurales (< 2 000 hab)	7 836 [2 793 ; 12 278]	5,9	5,9 [2,1 ; 9,4]	75 931 [26 562 ; 121 035]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	7 534 [2 688 ; 11 793]	6,3	6,3 [2,2 ; 10,0]	60 671 [21 224 ; 96 713]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	5 721 [2 044 ; 8 945]	6,6	6,9 [2,4 ; 11,0]	55 641 [19 464 ; 88 699]
	Urbaines (> 100 000 hab)	18 450 [6 635 ; 28 675]	8,4	8,7 [3,0 ; 13,9]	299 554 [104 636 ; 478 306]
	France métropolitaine	39 541 [14 160 ; 61 690]	7,1	7,6 [2,6 ; 12,1]	491 797 [171 886 ; 784 752]
NO₂	Rurales (< 2 000 hab)	451 [159 ; 719]	0,3	0,4 [0,1 ; 0,6]	4 991 [1 749 ; 7 972]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	596 [210 ; 950]	0,5	0,6 [0,2 ; 0,9]	5 510 [1 931 ; 8 801]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	633 [223 ; 1 007]	0,7	0,8 [0,3 ; 1,3]	6 593 [2 311 ; 10 530]
	Urbaines (> 100 000 hab)	5 110 [1 809 ; 8 087]	2,3	2,6 [0,9 ; 4,1]	89 260 [31 276 ; 142 635]
	France métropolitaine	6 790 [2 400 ; 10 763]	1,2	1,6 [0,6 ; 2,6]	106 354 [37 268 ; 169 939]

5. DISCUSSION

5.1 Synthèse des résultats

Les résultats de cette étude soulignent d'abord que la baisse des niveaux de pollution observée en France métropolitaine, suite aux mesures prises par les autorités pour limiter la circulation du virus SARS-CoV-2 au printemps 2020, a conduit à une réduction de l'exposition de la population française au NO₂ et aux PM se traduisant par un impact non négligeable sur la mortalité et l'espérance de vie.

En effet, au total, les bénéfices peuvent être estimés de l'ordre de 2 300 décès évités en lien avec une diminution de l'exposition de la population française aux PM et 1 200 décès évités en lien avec une diminution de l'exposition de la population française au NO₂, majoritairement dus à des effets à plus long terme évités (diminution de la contribution de la pollution au développement de pathologies conduisant au décès), et dans une moindre mesure à des effets à court terme (décompensation de pathologies préexistantes). Il s'agit d'un ordre de grandeur, en soulignant que les effets du NO₂ et des PM ne peuvent être intégralement sommés. Les bénéfices estimés sont principalement attribuables au NO₂ pour les impacts à court terme, et aux PM_{2,5} pour les impacts à plus long terme.

La pollution de l'air ambiant demeure un facteur de risque majeur pour la santé en France. Afin de mettre en perspective les résultats des scénarios de baisse des concentrations en lien avec les mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19 au printemps 2020, cette étude estime ce nombre de décès à près de 40 000 décès par an en lien avec une exposition de la population aux PM_{2,5}, et à près de 7 000 décès par an pour le NO₂.

5.2 Variabilité et incertitudes liées aux indicateurs de santé et à la pondération des données d'exposition

5.2.1 Incertitudes liées aux indicateurs sanitaires

Dans cette étude, les données de mortalité produites par le service CépiDC de l'Inserm ont été utilisées afin d'estimer les liens à court terme entre les niveaux de pollution atmosphérique et la mortalité non accidentelle (CIM-10 A00-R99), et la mortalité totale (CIM-10 A00-Y98) pour les liens à plus long terme.

Pour nos périodes d'étude, les données de mortalité utilisées sont les plus récentes disponibles (soit 2014-2016) mais ne concernent pas les périodes d'intérêt de cette étude. Il en est de même d'ailleurs pour les données de recensement qui datent de 2016. Un délai de traitement des données reste incontournable pour garantir l'exhaustivité du recueil et la qualité des données par le service du CépiDC assurant le codage et mettant en place les procédures de validation nécessaires.

Sur un plan plus fondamental, l'utilisation de la cause principale du décès pour la construction de l'indicateur de mortalité représente une limite de l'étude. La connaissance des comorbidités à partir des certificats de décès permettrait de distinguer les décès de sujets fragilisés par une ou des maladie(s) chronique(s) de ceux ne présentant pas d'antécédents notables. Ces données permettraient de compléter les études encore peu nombreuses dans ce domaine.

5.2.2 Incertitudes liées à la pondération des données d'exposition

L'analyse de sensibilité réalisée en utilisant les estimations des expositions obtenues à partir des concentrations pondérées sur la surface donne des résultats très proches de celle utilisant des concentrations pondérées sur la population, les détails figurent en Annexe 4.

5.3 Discussion sur les impacts liés à la baisse des concentrations de polluants de l'air occasionnée par les restrictions d'activité en lien avec la Covid-19 au printemps 2020

5.3.1 Des résultats d'EQIS au niveau international

Han *et al.* (2020) ont estimé les bénéfices à court terme pour la santé de la réduction des concentrations de PM_{2,5} et des changements de comportement du public pendant la crise de la Covid-19 à Séoul, en Corée (31). Ils ont estimé une diminution de 4,1 µg/m³ pour les concentrations de PM_{2,5} au cours des 4 premiers mois de 2020 par rapport à la concentration moyenne de PM_{2,5} au cours des mêmes mois, chaque année, de 2016 à 2019. Ils ont estimé que 37,6 [32,6 ; 42,5] décès auraient été évités grâce à cette réduction.

En mai 2020, Chen *et al.* (2020) ont estimé que le confinement avait conduit à des améliorations de la qualité de l'air ambiant avec une réduction d'environ 13 µg/m³ des concentrations de NO₂ et de 19 µg/m³ des concentrations de PM_{2,5} dans 367 villes en Chine (32). Cette estimation est basée sur la comparaison des niveaux estimés pendant le confinement avec le niveau observé sur la même période pour les années précédant celui-ci, de 2016 à 2019, contrôlé par la tendance à la baisse à long terme de la pollution de l'air ambiant. Environ 9 000 et 3 000 décès évités non liés à la Covid-19 ont été estimés respectivement en lien avec des réductions à court terme des concentrations des PM_{2,5} et du NO₂. Cependant, les auteurs indiquent que leurs estimations doivent être interprétées avec prudence en raison de l'effet sur le taux de mortalité de la perturbation du recours aux systèmes de soins pendant le confinement qui pourrait avoir eu un impact sur le traitement des patients atteints de maladies chroniques.

Aussi, sur la période du 1^{er} janvier au 2 mai 2020, suite aux mesures de confinement, Nie *et al.* (2020) ont constaté une amélioration globale de la qualité de l'air ambiant dans 31 villes en Chine, ce qui correspondrait à une mortalité prématurée évitée à court terme d'environ 9 410 décès par rapport à la même période de 2019 (33). La réduction du NO₂ aurait été le principal contributeur (55 %) à ce bénéfice pour la santé, dépassant largement les PM_{2,5} (10 %) et les PM₁₀ (24 %). Cependant, la comparaison à une seule année historique peut engendrer des biais, et dans leurs analyses les auteurs n'ont pas pu contrôler l'influence des facteurs météorologiques sur les polluants atmosphériques.

Giani *et al.* (2020) ont estimé que les mesures de confinement ont conduit à une baisse des niveaux de PM_{2,5} de 14,5 µg/m³ en Chine et de 2,2 µg/m³ en Europe, en les comparant aux niveaux de 2016 à 2019 (34). À court terme, ils estiment que 24 200 [22 380 ; 26 010] décès prématurés auraient été évités sur toute la Chine entre le 1^{er} février et le 31 mars 2020, et 2 190 [1 960 ; 2 420] décès auraient été évités en Europe entre le 21 février et le 17 mai 2020. À long terme, l'estimation des décès prématurés évités en Chine est de 181 500 [76 000 ; 287 000], et 21 250 [13 000 ; 29 500] pour l'Europe selon différents scénarios prospectifs de reprise économique (de la reprise immédiate au confinement permanent pour toute l'année 2020). L'exposition aux PM_{2,5} entraîne une augmentation non négligeable du risque de maladies non transmissibles. Les auteurs supposent que le nombre total de décès évités est probablement plus élevé que leurs estimations, notamment en Europe où les maladies non transmissibles contribuent de manière considérable au nombre total de décès. Aussi, ils ont seulement évalué l'impact de la diminution des concentrations de PM_{2,5} alors que d'autres polluants joueraient également un rôle dans la réduction de la charge de mortalité due aux maladies respiratoires.

Son *et al.* ont estimé les modifications des niveaux de PM_{2,5} pendant la période de confinement par rapport à une période de référence (pré-confinement) en Californie (35). Ils ont estimé que la réduction des concentrations de PM_{2,5} pendant la période de confinement aurait permis d'éviter 483 décès [307 ; 665] dans les zones urbaines de Californie. La principale limite de ce travail mentionnée par les auteurs étant l'adoption d'un RR issu d'une étude d'exposition à long terme, appliquée à une période d'exposition de 30 jours.

Dans la région de la Lombardie, au nord de l'Italie, Granella *et al.* en 2020 estiment que l'amélioration de la qualité de l'air pendant le confinement a permis une diminution des concentrations de PM_{2,5} de 3,8 µg/m³ et de 10,8 µg/m³ pour la concentration de NO₂ (36). Pendant le confinement, la réduction du NO₂ aurait permis d'éviter 29 décès prématurés pour 100 000 habitants et un bénéfice de 204 années de vie pour 100 000 habitants. La réduction des PM_{2,5} aurait permis d'éviter 18 décès prématurés pour 100 000 habitants et un bénéfice de 124 années de vie pour 100 000 habitants. Cependant, l'estimation était basée sur un risque calculé pour les effets à long terme appliqué à une baisse de concentration observée sur deux mois, ce qui ne correspond pas à une baisse annuelle d'exposition à long terme. Ceci entraîne vraisemblablement une surestimation des bénéfices.

Dans l'ensemble, notre étude, comme d'autres, souligne que les mesures de confinement ont conduit à des réductions non négligeables des concentrations des indicateurs d'exposition à la pollution de l'air ambiant et du nombre de décès attribuables qui en découle mais les hypothèses de calcul différent entre études ce qui limite leur interprétation.

5.3.2 Incertitudes liées à la modélisation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition à la pollution de l'air ambiant repose ici sur des modèles de qualité de l'air pour lesquels les incertitudes peuvent être rattachées soit aux données d'entrée, soit au modèle en lui-même.

Les principales données d'entrée sont les données météorologiques (température, vent, précipitation...) influençant le transport et la transformation des polluants, et les données d'émissions de polluants et de leurs précurseurs. Si les incertitudes météorologiques peuvent être fortes pour des prévisions, nous avons ici utilisé des données d'analyse correspondant à des jours passés et donc corrigés avec des observations, minimisant de la sorte ces incertitudes.

À l'inverse, les incertitudes peuvent être importantes pour les émissions de polluants et précurseurs, et d'autant plus pour estimer dans quelle mesure les restrictions d'activités du confinement ont conduit à des réductions d'émission.

En France, comme dans toute l'Europe, des polluants comme les particules n'ont pas montré des baisses aussi significatives que le NO₂. Bien que le trafic routier ait été drastiquement réduit, il n'a pas complètement disparu et les émissions d'autres secteurs (notamment le secteur agricole et résidentiel), ont maintenu une pollution de fond. Le Citepa s'est appuyé sur les données du Cerema pour déterminer par région les baisses d'émissions en distinguant les émissions de Véhicules Léger et Poids Lourd¹⁴. En effet, les émissions industrielles ont diminué de manière plus ou moins marquée selon les secteurs d'activité et les émissions liées aux épandages agricoles printaniers (fumier/lisier et engrais azotés) sont restées à leur niveau habituel. Il en a été de même pour le chauffage les jours froids au début de l'épidémie, et pour le brûlage de déchets verts (qui rappelons-le est interdit), qui sont des sources importantes d'émissions de particules. Rappelons que les émissions de particules primaires issues du chauffage représentent la première source de PM_{2,5} en France. Une première estimation durant cette étude a montré une augmentation (hors effet météorologique) de 5 à 20 % des émissions résidentielles due au confinement dans la plupart des régions exceptées en région Auvergne-

¹⁴ <https://dataviz.cerema.fr/trafic-routier/>

Rhône-Alpes et Île-de-France où les émissions auraient peu varié par rapport à une situation sans confinement. Pour cette étude, afin d'approcher la consommation résidentielle des ménages, seules les données de consommation électrique globale incluant les secteurs industriels, énergie et résidentiel étaient disponibles. À l'échelle nationale, l'évolution de la consommation électrique des ménages a été considérée comme un proxy de l'évolution du chauffage en général et donc par similarité du chauffage au bois. Le mieux aurait été de connaître les consommations de bois mais c'est quasiment impossible sauf à faire des enquêtes.

Quant au trafic aérien, une hypothèse de réduction jusqu'à 90 % a été faite, néanmoins il contribue peu aux niveaux des indicateurs d'exposition à la pollution de l'air, puisque qu'en Europe (EU27 et Royaume-Uni) il contribue à hauteur de 1,1 % des émissions de NO_x totales et 0,2 % des émissions de PM_{2,5} pour les phases les plus pertinentes pour la qualité de l'air (LTO : Landing and Take-Off incluant les phases de taxi sur piste) (Émissions officielles EMEP - *European Monitoring and Evaluation Programme*). Enfin, concernant la circulation maritime dont le trafic a été ralenti du fait d'une moindre activité industrielle, des émissions ont quand même persisté au niveau des ports et en zone côtière. Néanmoins, aucune hypothèse de réduction n'a été appliquée du fait de l'absence d'informations précises. Comme pour le trafic aérien, le trafic maritime contribue peu en moyenne par rapport au total national (environ 5% pour les NO_x d'après les émissions EMEP officiellement rapportée en 2018¹⁵).

Le modèle de chimie-transport lui-même comporte des incertitudes liées 1) à sa capacité à bien reproduire les mécanismes physico-chimiques à l'œuvre dans l'atmosphère et 2) à sa représentativité spatiale. La connaissance des mécanismes physico-chimiques est imparfaite, et leur représentation dans les modèles numériques l'est tout autant. Les modèles déployés ici ont une résolution spatiale de quelques kilomètres, ce qui fait que l'exposition des populations ne peut être calculée que pour la pollution de fond. Ces incertitudes sont réduites grâce à l'utilisation de données combinant simulation et données mesurées par les stations. Pour les données historiques, les concentrations ont été évaluées par validation croisée aux stations avec des scores satisfaisants (corrélation entre 0,77 et 0,94, biais inférieur à 20 %). Ces corrections sont toutefois limitées par la disponibilité de stations de mesure qui sont moins denses en milieu montagneux, mais heureusement plus souvent disponibles dans les zones fortement peuplées.

Une méthode alternative a été testée pour estimer la variation de la pollution de l'air sur la période d'étude. Comme précisé dans la méthode, nous avons confronté les différences d'exposition obtenues en comparant les références historiques, avec celles obtenues à partir des références modélisées au cours de la période simulée sans confinement. Des divergences ont été observées entre les deux méthodes et sont détaillées dans l'Annexe 5.

Les références historiques pour l'impact à court terme correspondent aux différences journalières entre les concentrations observées pendant le confinement (du 16 mars au 22 juin 2020) et les concentrations moyennes journalières du 16 mars au 22 juin 2017, 2018 et 2019. Concernant les différences journalières moyennes, des baisses de concentrations ont été observées avec les 2 méthodes. Par exemple, la moyenne des deltas journaliers en NO₂ durant le confinement strict est de -4,3 µg/m³ avec la méthode des références historiques contre -3,2 µg/m³ avec la méthode des références modélisées. Ces baisses ne sont pas observées pour les PM₁₀ pour lesquels le delta est positif durant le confinement strict, traduisant une augmentation des concentrations durant cette période. La moyenne des deltas journaliers durant le confinement strict en PM₁₀ est de 1,1 µg/m³ avec la méthode des références historiques contre -2,4 µg/m³ avec la méthode des références modélisées.

Pour l'impact du confinement à plus long terme, en comparant les impacts dans une situation où la population serait exposée dans la durée à la concentration annuelle moyenne estimée sans confinement et une situation où elle serait exposée à la concentration annuelle moyenne estimée avec confinement, pour chaque trimestre, les références historiques correspondent aux

différences journalières entre les concentrations observées du 1 juillet 2019 au 30 juin 2020 et les concentrations journalières observées du 1 juillet 2016 au 30 juin 2019. En utilisant la méthode des références historiques, on observe des baisses des concentrations en polluants pour chaque trimestre de juillet 2019 à juin 2020. Ceci suggère une baisse des niveaux de pollution depuis juillet 2016. La baisse maximale est atteinte au 4^e trimestre de 2019 (octobre à décembre 2019) avec des moyennes de deltas journaliers de concentration en PM_{2,5} et en NO₂ de -3,5 µg/m³ et de -4,3 µg/m³ respectivement.

Ainsi, il n'est pas possible de distinguer la baisse des niveaux de polluants à long terme de la baisse liée au confinement seul avec la méthode des références historiques.

Les variations des niveaux de pollution observées à court et à long terme, peuvent être expliquées par les facteurs météorologiques. Menut *et al.* en 2020 montrent qu'en Europe, l'effet des mesures de confinement a été moins important sur les concentrations de particules que sur le NO₂, et d'une année à l'autre l'effet météorologique peut probablement compenser les réductions attendues des concentrations liées au confinement (1).

Il est ainsi difficile de décomposer avec précision l'importance relative des conditions météorologiques et des variations ponctuelles et à long terme des émissions (37). C'est pourquoi la méthode des deltas obtenus à partir de simulations avec et sans confinement a été choisie, afin de s'affranchir du facteur météorologique, ainsi que de pollutions entrantes dans le domaine qui peuvent être différentes d'une période à l'autre.

5.3.3 Facteurs exceptionnels liés au confinement

Dans l'interprétation des résultats de cette EQIS, il faut prendre en compte la situation créée par le confinement qui se traduit par une modification des conditions d'exposition de la population à la pollution extérieure, avec une réduction de la mobilité, plus de temps passé dans les environnements intérieurs, des changements d'habitudes de vie et de comportements, dans certains cas du bruit, et des reports de recours aux soins entraînant éventuellement une augmentation de la mortalité et de la morbidité. Une revue de la littérature a permis d'examiner qualitativement ces facteurs, qui sont présentés ci-après.

5.3.3.1. Exposition de la population à la pollution de l'air ambiant

Le ralentissement majeur des activités économiques a entraîné une baisse des émissions et des concentrations de polluants pendant le confinement, ce qui a pu entraîner un changement dans la composition des particules. Les effets des PM_{2,5} sur la santé pourraient différer en fonction de leur composition chimique (35, 38-40). On peut donc supposer que les changements dans les activités de base et les transports suite aux politiques de confinement pourraient avoir modifié la composition chimique des particules, et ces changements auraient en outre des caractéristiques différentes selon les régions. Notre EQIS ne tient pas compte de ce possible changement de la composition chimique et des sources de particules. De plus, la composition chimique des particules peut varier en fonction du lieu, du moment et de la saison en raison des différences entre les sources de polluants (39, 41).

5.3.3.2. Exposition de la population à la pollution de l'air intérieur

Les mesures de confinement prises pourraient avoir eu l'effet inverse. En effet, la qualité de l'air intérieur dépend non seulement de la pénétration des polluants de l'extérieur vers l'intérieur des bâtiments mais aussi de l'émission de divers polluants via les matériaux de construction et de l'ameublement ainsi que les habitudes de vie (mode de chauffage et de cuisson, produit de nettoyage ou d'ambiance, tabagisme, ...) (42). L'augmentation du temps passé à domicile et des activités réalisées dans cet espace (cuisine, bricolage, ...) a donc pu conduire à une exposition plus importante de la population (35). On peut également citer l'augmentation de 20 % des appels aux centres antipoison, attribuable à une augmentation des accidents avec les produits de nettoyage et les désinfectants (43). Des premières données, issues de mesures de micro-capteurs dans environ 1 000 foyers en Europe, ont ainsi mis en évidence une augmentation de 15 à 30 % des concentrations en CO₂ et Composés Organiques Volatils entre mars et mai¹⁶. Or, les polluants présents dans les environnements intérieurs ont un impact non négligeable sur la santé, notamment la santé respiratoire (44). Par ailleurs, ces modifications des activités en intérieur ont pu conduire à une modification de l'exposition au bruit dans les environnements intérieurs. Des données complémentaires à plus grande échelle seraient nécessaires pour confirmer ces premières observations et pouvoir prendre également en compte l'impact sur la santé de ces modifications de la qualité des environnements intérieurs.

5.3.3.3. Changement des comportements et santé mentale pendant le confinement

Confinés, les citoyens ont en moyenne passé plus de temps assis, devant un écran, avec une réduction de l'activité physique, des habitudes alimentaires différentes, une consommation différente d'alcool et d'autres substances psychoactives incluant les médicaments psychotropes. Ils ont aussi rapporté une diminution dans la satisfaction de leur vie présente, une augmentation des niveaux d'anxiété et dans certains cas des violences intra familiales (Évolution de l'activité physique, du temps passé assis et du temps passé devant un écran pendant le confinement¹⁷ (45)).

Dès le début de l'épidémie, plusieurs auteurs ont examiné les mesures prises pour limiter la propagation de la Covid-19 (confinement massif, distanciation physique, quarantaines,...) qui auraient des impacts psychiques dans la population, comme au décours des épidémies précédentes dues au MERS-Cov et au SARS, tels que la détresse psychologique, des troubles anxio-dépressifs, des symptômes de stress post-traumatique et des troubles du sommeil, certains de ces troubles pouvant perdurer jusqu'à plusieurs années après la fin du confinement (46,47). De plus, des affirmations pas toujours authentifiées ni vérifiées circulant sur les médias sociaux à propos de l'incertitude et de l'imprévisibilité entourant la Covid-19 entretiennent l'anxiété et les inquiétudes de la population. En outre, parmi les médecins et infirmières, une détérioration significative de la santé mentale est décrite avec épuisement professionnel, frustration, désespoir et discrimination, associée à la peur de contracter la maladie en raison d'un équipement de protection individuelle inadéquat (48).

Dans le monde, des millions de personnes ont perdu leur emploi, ce qui crée une incertitude pouvant conduire à la dépression, au suicide, à l'automutilation, etc. comme cela a été constaté lors des précédentes récessions économiques (49).

¹⁶ <https://www.scientificamerican.com/article/coronavirus-lockdowns-may-raise-exposure-to-indoor-air-pollution/>

¹⁷ <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/covid-19-une-enquete-pour-suivre-l-evolution-des-comportements-et-de-la-sante-mentale-pendant-l-epidemie#block-249162>

En France, Santé publique France a lancé depuis mars 2020, l'enquête en population générale CoviPrev^{18,19} afin de suivre l'évolution des comportements et de la santé mentale.

Pendant le confinement, 27 % déclarent que leur consommation de tabac a augmenté, 19 % qu'elle a diminué, et pour plus de la moitié elle est restée stable. L'augmentation de la consommation de tabac augmente avec le niveau d'anxiété et elle est plus fréquente en cas de dépression probable ou certaine. Concernant la consommation d'alcool, elle a diminué pour 24 %, augmenté pour 11 % et pour 65 % elle est restée stable.

Concernant les évolutions déclarées du poids, 27 % auraient pris du poids pendant le confinement contre 11 % qui en auraient perdu. Pour le reste, leur poids serait resté stable.

Durant le confinement, la moitié de la population a pratiqué moins de 30 minutes d'activité physique par jour et un tiers a déclaré un niveau de sédentarité élevée (plus de 7h/jour en position assise). Les personnes de catégories socioprofessionnelles moins favorisées et les femmes les moins diplômées, en arrêt de travail ou au chômage partiel ont été plus touchées par le manque d'activité physique. Et d'un point de vue santé mentale, le manque et la diminution d'activité physique et la sédentarité élevée par rapport à avant le confinement étaient associés, de façon différenciée selon le sexe, à l'anxiété, à la dépression ou à des troubles du sommeil déclarés pendant le confinement.

Les résultats de l'enquête CoviPrev indiquent que les indicateurs de santé mentale évoluent avec les mesures mises en place pour limiter l'épidémie. Ces indicateurs se sont détériorés au début du confinement du printemps, se sont améliorés progressivement jusqu'au déconfinement et pendant l'été pour de nouveau se dégrader depuis le deuxième confinement de l'automne. Les troubles du sommeil ont globalement augmenté depuis le début du confinement et restent à un niveau élevé. La satisfaction dans la vie courante s'est progressivement améliorée depuis la deuxième semaine de confinement, une amélioration significative ayant été observée lors de la levée du confinement. L'anxiété a diminué de manière significative pendant les premières semaines de confinement, elle est restée stable depuis, avec toutefois une tendance à l'augmentation à la fin de l'été. Les états dépressifs, après une augmentation observée à la mi-avril, ont diminué de manière significative suite à la levée du confinement jusqu'à la fin du mois de septembre pour ensuite augmenter de nouveau depuis le deuxième confinement.

La principale limite de l'enquête concerne la nature des données recueillies. Les mesures se basent sur les déclarations des participants mais n'ont pas fait l'objet d'une mesure détaillée avant/pendant le confinement qui aurait permis d'évaluer plus précisément les évolutions des comportements ou les indicateurs de santé mentale.

5.3.3.4. Conséquences bénéfiques du confinement pour la santé et le bien-être

En Espagne, un questionnaire en ligne a été réalisé avec un total de 7 514 participants afin d'évaluer si les comportements alimentaires de la population adulte espagnole ont été modifiés pendant le confinement (50). Par rapport aux habitudes précédentes, ils ont observé que les participants ont adopté des comportements alimentaires plus sains, comme la diminution de la consommation d'aliments frits, de snacks, de fast food et l'augmentation de la consommation de nourriture comme les légumes, les fruits et l'huile d'olive.

Acouctité, observatoire de l'environnement sonore de la Métropole de Lyon, rapporte des mesures reflétant une diminution importante des niveaux sonores en situation de confinement de 4 à 6 dB, ce qui correspond à une diminution de 60 % à 75 % de l'énergie sonore. Ces résultats

¹⁸ <https://www.santepubliquefrance.fr/etudes-et-enquetes/covid-19-une-enquete-pour-suivre-l-evolution-des-comportements-et-de-la-sante-mentale-epidemie>

¹⁹ http://beh.santepubliquefrance.fr/beh/2021/Cov_3/2021_Cov_3_1.html

sont en cohérence avec la perception des habitants. Les résultats de l'enquête de perception des niveaux sonores menée en ligne par Acoucité pendant la période du confinement montrent que sur une échelle de 0 à 10, l'intensité perçue du bruit, toutes sources confondues, passe de 6,3 points en moyenne à 2,4 points, elle baisse ainsi de 3,9 points en moyenne mais avec des différences territoriales. Outre l'impact identifié ou perçu en termes de niveaux en décibels, l'environnement sonore en ville a été profondément modifié dans sa composition. Des sons jusqu'alors masqués par la présence dominante des bruits des transports et des sons liés à d'autres activités humaines (livraisons, commerces, terrasses, voix, ...) se mettent en retrait et laissent la place à des sons qui étaient déjà présents mais qui demeuraient peu perceptibles. Les résultats de l'enquête de perception montrent clairement comment les sons d'origine naturelle sont devenus prépondérants en période de confinement. Cette modification du paysage sonore est accompagnée par des adjectifs positifs (calme, agréable, paisible) choisis par les enquêtés (2).

Par ailleurs, la mortalité routière en France enregistre un record historique pendant le confinement. Selon les données de la Sécurité routière, le nombre de décès sur les routes en avril était de 103 (soit 55,8 % de moins comparé au mois d'avril 2019). Au mois de mai, le nombre de décès était de 205 personnes (soit une baisse de 15,6 % par rapport au mois de mai 2019)²⁰.

5.3.3.5. Diminution du recours aux soins

En période de confinement et par crainte de la Covid-19, il y a eu une diminution du recours aux soins avec le risque d'une aggravation de certaines pathologies. Aux États-Unis par exemple, une étude de Graciano *et al.* en 2020 observe une forte baisse des admissions dans les unités de soins intensifs pédiatriques durant le confinement, principalement en raison d'une diminution des infections respiratoires (51). Mais les auteurs l'interprètent de manière multifactorielle, il y avait moins de contacts de personne à personne, une meilleure qualité de l'air, et peut-être la « peur » d'aller à l'hôpital pendant la pandémie. En effet, aux États-Unis les professionnels de santé ont exprimé leur inquiétude face à la chute du nombre de patients qui se présentent aux urgences pour des crises cardiaques, des accidents vasculaires cérébraux et d'autres affections.

Santé publique France a rapporté une diminution notable du nombre de consultations, observée à partir du début du confinement, et qui s'est poursuivie jusqu'à la mi-avril. Elle était marquée chez les médecins spécialistes (-51 %) et était un peu moins forte chez les médecins généralistes, quoiqu'en recul significatif de 25 % (*Évolution du nombre de consultations en France chez les médecins de ville sur une période de deux semaines, du 13 au 26 avril 2020, comparée aux données observées en 2019 - Données Régime général*). De plus, un moindre recours aux soins des personnes présentant des maladies chroniques et des pathologies aiguës a été observé. Au début du confinement (semaines 12 et 13), une diminution des nombres de passages aux urgences et d'hospitalisations pour des pathologies cardio et neuro-vasculaires susceptibles de représenter des urgences vitales nécessitant une prise en charge immédiate a été constatée. En semaine 17, en revanche, une augmentation des hospitalisations aux urgences pour ces mêmes pathologies a été observée, suggérant un retard de prise en charge pour des patients ayant attendu pour se rendre aux urgences ou une reprogrammation des visites et opérations, notamment par crainte de contamination²¹.

L'ensemble de ces facteurs exceptionnels liés au confinement peuvent aggraver ou améliorer la santé et soulignent l'importance de les prendre compte de manière conjointe. La méthode utilisée pour notre EQIS n'a pas permis de quantifier l'influence de ces facteurs.

²⁰ <https://www.onisr.securite-routiere.gouv.fr/etat-de-l-insecurite-routiere>

²¹ <https://www.santepubliquefrance.fr/presse/2020/covid-19-et-continuite-des-soins-continuer-de-se-soigner-un-imperatif-de-sante-publique>.

5.4 Discussion sur le poids total à long terme sur la mortalité de la pollution de l'air ambiant entre 2016 et 2019

5.4.1 Incertitudes et variabilité liées aux choix du seuil de référence et des risques relatifs

En plus des incertitudes liées aux données de santé et à la modélisation des données d'exposition, d'autres facteurs comme le choix de la valeur du seuil de référence et des RR, jouent un rôle déterminant dans les résultats d'une EQIS. Des analyses de sensibilité ont été réalisées pour mieux comprendre l'influence de ces facteurs.

Ces analyses de sensibilité ont combiné différents seuils de référence pour estimer la part anthropique de l'exposition à la pollution, et des RR. Le tableau N°9 résume les résultats.

Pour les PM_{2,5} :

- l'application du RR de 1,06 [1,04 ; 1,08] (30) préconisé par l'OMS en 2013, au lieu de 1,15 [1,06 ; 1,25] (7), conduit naturellement à des estimations près de 2,5 fois plus faible, quel que soit le seuil considéré ;
- l'application d'un RR de 1,07 [1,03 ; 1,11] (17), calculé pour la région européenne dans le cadre d'une méta-analyse plus récente de 2020, conduite pour la mise à jour des valeurs-guide de qualité de l'air de l'OMS, au lieu de 1,15 [1,06 ; 1,25] (7), conduit à des estimations 2 fois plus faibles, quel que soit le seuil considéré.

Pour le NO₂, l'application d'un RR de 1,02 [1,01 ; 1,04] (18) d'une méta-analyse récente au lieu de 1,023 [1,008 ; 1,037] (21), conduit naturellement à des estimations similaires, quel que soit le seuil considéré.

Concernant le choix du seuil de référence, comme il faut s'y attendre, plus le seuil utilisé pour estimer la part anthropique est faible, plus l'estimation de l'impact associé est importante.

En prenant le scénario avec une valeur seuil à 0 µg/m³ et un RR à 1,06 [1,04 ; 1,08] pour les PM_{2,5}, équivalent à ceux utilisés par l'AEE, on retrouve des estimations très comparables (33 100 pour l'AEE vs. 32 436 pour notre analyse) (6). Par ailleurs, en utilisant des RR issus de deux récentes méta-analyses de 2020 réalisées pour la révision des valeurs guides de l'OMS recommandant un RR de 1,07 [1,03 ; 1,11] pour les PM_{2,5} (17) et de 1,02 [1,01 ; 1,04] pour le NO₂ (18), et pour les différents seuils, les résultats de l'EQIS fournissent une plus large fourchette d'estimations (Tableau N°9).

I TABLEAU N° 9 I

Influence du RR et du choix du seuil de référence de pollution anthropique sur l'estimation des décès évitables [IC95 %]

	Risque relatif	Seuil de référence (en µg/m³)	Nombre de décès évitables	Pourcentage de la mortalité annuelle (%)
PM _{2,5}	1,15 [1,05 ; 1,25] (7)	5	39 541 [14 160 ; 61 690]	7,1
		2,5	57 382 [20 766 ; 88 680]	10,3
		0	74 610 [27 293 ; 114 205]	13,3
	1,06 [1,04 ; 1,08] (30)	5	16 866 [11 413 ; 22 159]	3,0
		2,5	24 707 [16 757 ; 32 392]	4,4
		0	32 436 [22 049 ; 42 429]	5,8
	1,07 [1,03 ; 1,11] (17)	5	19 532 [8 625 ; 29 819]	3,5
		2,5	28 582 [12 678 ; 43 449]	5,1
		0	37 480 [16 701 ; 56 729]	6,7
NO ₂	1,023 [1,008 ; 1,037] (21)	10	6 790 [2 400 ; 10 763]	1,2
		5	12 849 [4 548 ; 20 341]	2,3
		0	19 025 [6 753 ; 30 040]	3,4
	1,02 [1,01 ; 1,04] (18)	10	5 923 [2 993 ; 11 600]	1,1
		5	11 212 [5 672 ; 21 916]	2,0
		0	16 610 [8 419 ; 32 348]	3,0

Les résultats de ces analyses de sensibilité montrent l'influence du choix des seuils de référence pour estimer la part anthropique (liée à l'activité humaine) de la pollution auxquels sont comparés les scénarios d'étude. Il conviendrait de déterminer ces seuils entre les agences et les partenaires impliqués dans les politiques publiques de réduction des niveaux ambiants de pollution de façon à ce qu'ils informent au mieux les choix de ces politiques.

Ces analyses montrent aussi que le choix des RR est également déterminant, comme l'indique le guide EQIS-PA de Santé publique France. Il convient, de calculer ces RR dans les conditions les plus proches possibles de celles de la population sur laquelle l'EQIS va être réalisée, tout en étant suffisamment robuste. Il ainsi de promouvoir la production de RR européens et nationaux et de les combiner, comme cela est fait périodiquement par le Psas, en prenant en compte l'évolution des connaissances dans le domaine et les données les plus récentes issues des cohortes nationales (Gazel et/ou Constances).

5.4.2 Mise en perspective par rapport à l'estimation du poids total à long terme sur la mortalité de la pollution de l'air ambiant sur la période 2007-2008

Les résultats obtenus pour estimer le poids total à long terme de la pollution de l'air ambiant sur la mortalité sur la période 2016-2019 peuvent être considérés en regard des 48 000 décès par an attribuables à une exposition de la population en France continentale aux PM_{2,5} pour la période 2007-2008 et publiés en 2016 (7).

Les scénarios de l'EQIS et les RR utilisés dans les deux études sont identiques, l'étude la plus récente incluant la Corse (0,5% de la population). En revanche, les modèles d'estimation de l'exposition diffèrent, ce qui introduit une source d'incertitudes et de variabilité qu'il est difficile de quantifier. Ces différences sont détaillées en Annexe 6. L'analyse comparative entre les deux modèles indique que les estimations de concentrations moyennes pondérées par la surface pour les PM_{2,5}, sont du même ordre de grandeur dans les zones urbaines, soulignant ainsi la cohérence et la robustesse de l'estimation de l'exposition dans ces zones. A l'inverse, les différences entre les estimations pour ce même indicateur d'exposition étant plus importantes dans les zones rurales, l'incertitude y est donc plus importante.

Parallèlement, les concentrations des polluants atmosphériques ont notablement baissé ce qui pourrait expliquer, au moins en partie, que l'impact sur la santé de cette pollution ait également été réduit (52). En effet, depuis les années 2000, la France a initié une politique de réduction des émissions de polluants atmosphériques (SO₂, particules, NO_x, composés organiques volatiles...). Cette réduction des émissions s'est traduite directement par une nette réduction des concentrations de NO₂, PM₁₀ et PM_{2,5}, de l'ordre de 46 % entre 2000 et 2019 pour le NO₂ et de respectivement 50 et 39 % pour les PM_{2,5} et les PM₁₀ entre 2009 et 2019. En parallèle, la population a augmenté (d'environ 5 % entre les 2 périodes), s'est davantage concentrée en zone urbaine, et a vieilli. Ainsi, malgré l'augmentation du nombre de personnes à risque sur les dernières années, l'amélioration de la qualité de l'air va dans le sens d'une diminution des impacts sur la santé.

Les résultats obtenus sur la base des données 2007-2008 aboutissaient à 9 % de la mortalité totale de la population française attribuable à une exposition aux PM_{2,5}. Les résultats actuels aboutissent à 7 % de la mortalité. La différence entre ces deux valeurs suggère une tendance à la diminution de l'impact sur la santé. Cependant, au-delà des incertitudes évoquées précédemment, l'ordre de grandeur de ces valeurs reste proche lorsqu'on le compare aux résultats de l'analyse de sensibilité dont l'intervalle s'étend sur plusieurs dizaines de milliers de décès évitables.

Néanmoins, il est important de souligner que la pollution de l'air ambiant demeure un facteur de risque pour la santé conséquent en France. Ainsi les bénéfices d'actions visant à réduire de façon pérenne les émissions et donc les concentrations de polluants restent largement plus importants qu'une réduction transitoire de ces émissions comme cela a pu être observé dans le contexte du confinement au printemps 2020.

6. CONCLUSION

En premier lieu, cette étude a estimé, *a posteriori*, les conséquences sur la mortalité des baisses de la pollution de l'air ambiant observées durant le premier confinement au printemps 2020 en France métropolitaine. Les résultats soulignent que les baisses ponctuelles des niveaux de pollution observées au printemps 2020 sont associées à des bénéfices non-négligeables pour la santé.

En effet, au total, les bénéfices peuvent être estimés de l'ordre de 2 300 décès évités en lien avec une diminution de l'exposition de la population française aux PM et 1 200 décès évités en lien avec une diminution de l'exposition de la population française au NO₂, majoritairement dus à des effets à plus long terme évités (diminution de la contribution de la pollution au développement de pathologies conduisant au décès), et dans une moindre mesure à des effets à court terme (décompensation de pathologies préexistantes). Ces résultats constituent une nouvelle illustration confirmant que, dans un contexte inédit qui n'est certainement pas réaliste ni souhaitable pour améliorer la qualité de l'air à long terme, les mesures d'actions publiques apparaissent comme un levier efficace pour réduire à la fois les niveaux de pollution, l'exposition de la population et de manière rapide et visible l'impact résultant sur la santé. Ainsi, cette période constitue une opportunité inédite pour repenser les mesures d'intervention durables sur les sources d'émissions de pollution de l'air en France. Certains enseignements peuvent être déjà capitalisés en termes de mesures d'actions publiques ou de changements comportementaux (télétravail, report modal, ...) qui vraisemblablement sont appelés à se pérenniser au sein de la société française.

Par ailleurs, dans une mise en perspective plus large et de long terme, cette étude rappelle et souligne que, si la mortalité en lien avec la pollution de l'air ambiant présente une tendance à la baisse, le fardeau ou poids total de la pollution de l'air sur la santé demeure un facteur de risque conséquent et toujours d'actualité en France. Ainsi, les efforts de réduction de la pollution de l'air ambiant doivent être poursuivis durablement sur toutes les sources de pollution avec une transition adaptée mais néanmoins ambitieuse.

Enfin, il est à noter que les restrictions d'activité imposées pour limiter la propagation de la Covid-19 ont eu d'autres conséquences sur la santé de la population, aussi bien positives (réduction du bruit, des décès en lien avec les accidents de la route...) que négatives (troubles de la santé mentale, baisse ou retard au dépistage et à l'accès aux soins, diminution de l'activité physique et augmentation de la sédentarité...). Ces facteurs mettent en évidence la nécessité de prendre en compte de manière transversale les indicateurs de santé en considérant les impacts plurifactoriels des interventions, notamment d'adhésion de la population, d'impacts sur les comportements et la santé mentale, et plus largement d'impact sur le changement climatique.

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Menut L, Bessagnet B, Siour G, Mailler S, Pennel R, Cholakian A. Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe. *Sci Total Environ.* 2020;741:140426.
2. Acoucité. Confinement suite à la pandémie COVID-19 - Conséquences sur l'environnement sonore. 2020.
3. Rodríguez-Urrego D, Rodríguez-Urrego L. Air quality during the COVID-19: PM2.5 analysis in the 50 most polluted capital cities in the world. *Environmental Pollution.* 2020;266:115042.
4. Bao R, Zhang A. Does lockdown reduce air pollution? Evidence from 44 cities in northern China. *Sci Total Environ.* 2020;731:139052.
5. Berman JD, Ebisu K. Changes in U.S. air pollution during the COVID-19 pandemic. *Sci Total Environ.* 2020;739:139864.
6. European Environment Agency. Air quality in Europe - 2020 report. 2020. Contract No.: ISBN 978-92-9480-292-7.
7. Pascal M, de Crouy Chanel P, Wagner V, Corso M, Tillier C, Bentayeb M, *et al.* The mortality impacts of fine particles in France. *Sci Total Environ.* 2016;571:416-25.
8. Pascal M, Yvon J-M, Medina S. Pollution atmosphérique. Guide pour la réalisation d'une évaluation quantitative des impacts sur la santé (EQIS). EQIS avec une exposition modélisée. Saint-Maurice: Santé publique France; 2019.
9. Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mucke HG, Schwartz J, Apheis g. Apheis: public health impact of PM10 in 19 European cities. *J Epidemiol Community Health.* 2004;58(10):831-6.
10. Hill AB. The environment and disease: association or causation? *Proc R Soc Med.* 1965;58(5):295-300.
11. Jaligama S, Patel VS, Wang P, Sallam A, Harding J, Kelley M, *et al.* Radical containing combustion derived particulate matter enhance pulmonary Th17 inflammation via the aryl hydrocarbon receptor. *Part Fibre Toxicol.* 2018;15(1):20.
12. Harmon AC, Hebert VY, Cormier SA, Subramanian B, Reed JR, Backes WL, *et al.* Particulate matter containing environmentally persistent free radicals induces AhR-dependent cytokine and reactive oxygen species production in human bronchial epithelial cells. *PLoS One.* 2018;13(10):e0205412.
13. European Respiratory Society. Air pollution and health facts & myths [Available from: <https://ers.app.box.com/v/Air-Pollution-Mythbuster>].
14. WHO. Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution—Revihaap Project; World Health Organisation: Copenhagen, Danemark, 2013; pp. 1–309
15. EPA. U.S. Integrated Science Assessment (ISA) for Oxides of Nitrogen-Health Criteria (Final Report, 2016); EPA/600/R-15/068; U.S. Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 2016.

16. Petit, P.C.; Fine, D.H.; Vásquez, G.B.; Gamero, L.; Slaughter, M.S.; Dasse, K.A. The Pathophysiology of Nitrogen Dioxide During Inhaled Nitric Oxide Therapy. *ASAIO J.* 2017, 63, 7–13.
17. Chen J, Hoek G. Long-term exposure to PM and all-cause and cause-specific mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International.* 2020;143:105974.
18. Huangfu P, Atkinson R. Long-term exposure to NO₂ and O₃ and all-cause and respiratory mortality: A systematic review and meta-analysis. *Environment International.* 2020;144:105998.
19. Liu C, Chen R, Sera F, Vicedo-Cabrera AM, Guo Y, Tong S, *et al.* Ambient Particulate Air Pollution and Daily Mortality in 652 Cities. *N Engl J Med.* 2019;381(8):705-15.
20. Corso M, Blanchard M, Medina S, Wagner V. Short-Term Associations of Nitrogen Dioxide (NO₂) on Mortality in 18 French Cities, 2010-2014. *Atmosphere.* 2020;11(11):1-18.
21. COMEAP. Associations of long-term average concentrations of nitrogen dioxide with mortality. Report, 2018.
22. Létinois L. Méthodologie de répartition spatiale de la population. Report LCSQA, 2014.
23. Mailler S, Menut L, Khvorostyanov D, Valari M, Couvidat F, Siour G, *et al.* Chimere-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling. *Geosci Model Dev.* 2017;10(6):2397-423.
24. Guevara M, Jorba O, Soret A, Petetin H, Bowdalo D, Serradell K, *et al.* Time-resolved emission reductions for atmospheric chemistry modelling in Europe during the COVID-19 lockdowns. *Atmos Chem Phys Discuss.* 2020;2020:1-37.
25. Raaschou-Nielsen O, Andersen ZJ, Jensen SS, Ketzel M, Sorensen M, Hansen J, *et al.* Traffic air pollution and mortality from cardiovascular disease and all causes: a Danish cohort study. *Environ Health.* 2012;11:60.
26. Bessagnet B, Beauchamp M, Guerreiro C, de Leeuw F, Tsyro S, Colette A, *et al.* Can further mitigation of ammonia emissions reduce exceedances of particulate matter air quality standards? *Environmental Science & Policy.* 2014;44:149-63.
27. Beauchamp M, Bessagnet B, de Fouquet C, Malherbe L, Meleux F, Ung A. An additive geostatistical model for mixing total and partial PM₁₀ observations with Chimere rCTM. *Atmospheric Environment.* 2018;189:61-79.
28. Beauchamp M, de Fouquet C, Malherbe L. Dealing with non-stationarity through explanatory variables in kriging-based air quality maps. *Spatial Statistics.* 2017;22:18-46.
29. Couvidat F, Bessagnet B, Garcia-Vivanco M, Real E, Menut L, Colette A. Development of an inorganic and organic aerosol model (Chimere 2017β v1.0): seasonal and spatial evaluation over Europe. *Geosci Model Dev.* 2018;11(1):165-94.
30. OMS. Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project - Recommendations for concentration-response functions for cost-benefits analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen, Denmark : WHO Regional office for Europe; 2013.
31. Han C, Hong YC. Decrease in Ambient Fine Particulate Matter during COVID-19 Crisis and Corresponding Health Benefits in Seoul, Korea. *Int J Environ Res Public Health.* 2020;17(15).

32. Chen K, Wang M, Huang C, Kinney PL, Anastas PT. Air pollution reduction and mortality benefit during the COVID-19 outbreak in China. *The Lancet Planetary Health*. 2020;4(6):e210-e2.
33. Nie D, Shen F, Wang J, Ma X, Li Z, Ge P, *et al*. Changes of air quality and its associated health and economic burden in 31 provincial capital cities in China during COVID-19 pandemic. *Atmospheric Research*. 2021;249:105328.
34. Giani P, Castruccio S, Anav A, Howard D, Hu W, Crippa P. Short-term and long-term health Impacts of air pollution reductions from COVID-19 lockdowns in China and Europe: a modelling study. *The Lancet Planetary Health*. 2020;4(10):e474-e82.
35. Son JY, Fong KC, Heo S, Kim H, Lim CC, Bell ML. Reductions in mortality resulting from reduced air pollution levels due to COVID-19 mitigation measures. *Sci Total Environ*. 2020;744:141012.
36. Granella F RL, bosetti valentina, Tavoni M. COVID-19 lockdown only partially alleviates health impacts of air pollution in Northern Italy 2020. doi:10.31219/osf.io/b38h2.
37. Barré J, Petetin H, Colette A, Guevara M, Peuch VH, Rouil L, *et al*. Estimating lockdown induced European NO₂ changes. *Atmos Chem Phys Discuss*. 2020;2020:1-28.
38. Daellenbach KR, Uzu G, Jiang J, Cassagnes LE, Leni Z, Vlachou A, *et al*. Sources of particulate-matter air pollution and its oxidative potential in Europe. *Nature*. 2020;587(7834):414-9.
39. Adams K, Greenbaum DS, Shaikh R, van Erp AM, Russell AG. Particulate matter components, sources, and health: Systematic approaches to testing effects. *J Air Waste Manag Assoc*. 2015;65(5):544-58.
40. Bell ML, Committee HEIHR. Assessment of the health impacts of particulate matter characteristics. *Res Rep Health Eff Inst*. 2012(161):5-38.
41. Bates JT, Weber RJ, Verma V, Fang T, Ivey C, Liu C, *et al*. Source impact modeling of spatiotemporal trends in PM_{2.5} oxidative potential across the eastern United States. *Atmospheric Environment*. 2018;193:158-67.
42. OQAI. Campagne nationale logements : Etat de la qualité de l'air dans les logements français - rapport final 2007.
43. Chang A, Schnall AH, Law R, Bronstein AC, Marraffa JM, Spiller HA, *et al*. Cleaning and Disinfectant Chemical Exposures and Temporal Associations with COVID-19 - National Poison Data System, United States, January 1, 2020-March 31, 2020. *MMWR Morb Mortal Wkly Rep*. 2020;69(16):496-8.
44. Hulin M, Simoni M, Viegi G, Annesi-Maesano I. Respiratory health and indoor air pollutants based on quantitative exposure assessments. *Eur Respir J*. 2012;40(4):1033-45.
45. OMS. COVID-19 and violence against women: What the health sector/system can do. WHO. 2020a.
46. Mukhtar S. Psychological health during the coronavirus disease 2019 pandemic outbreak. *Int J Soc Psychiatry*. 2020;66(5):512-6.

47. Brooks SK, Webster RK, Smith LE, Woodland L, Wessely S, Greenberg N, Rubin GJ. The psychological impact of quarantine and how to reduce it: Rapid review of the evidence. *Lancet*. 2020;395(10227):912-20.
48. Kang L, Li Y, Hu S, Chen M, Yang C, Yang BX, *et al*. The mental health of medical workers in Wuhan, China dealing with the 2019 novel coronavirus. *Lancet Psychiatry*. 2020;7(3):e14.
49. Kumar A, Nayar KR. COVID 19 and its mental health consequences. *Journal of Mental Health*. 2020:1-2.
50. Rodríguez-Pérez C, Molina-Montes E, Verardo V, Artacho R, García-Villanova B, Guerra-Hernández EJ, *et al*. Changes in Dietary Behaviours during the COVID-19 Outbreak Confinement in the Spanish COVIDiet Study. *Nutrients*. 2020;12(6).
51. Graciano AL, Bhutta AT, Custer JW. Reduction in paediatric intensive care admissions during COVID-19 lockdown in Maryland, USA. *BMJ Paediatrics Open*. 2020;4(1):e000876.
52. Ministère de la transition écologique. Bilan de la qualité de l'air extérieur en France en 2019 Rapport, 2020.
53. Malherbe, L., Ung, A., Travaux relatifs à la plate-forme nationale de modélisation PREV'AIR : Réalisation de cartes analysées d'ozone (2/2), Rapport LCSQA, 2009.
54. Malherbe, L., Letinois, L., Assistance relative à l'exploitation de données de campagnes et à la réalisation de cartographies (2/2), Rapport LCSQA 2010.
55. Bentayeb, M., Stempfelet, M., Wagner, V., Zins, M., Bonenfant, S., Songeur, C., Sanchez, Oet *al*. Retrospective modeling outdoor air pollution at a fine spatial scale in France. *Atmospheric Environm*. 2014;92;267-279. doi: 10.1016/j.atmosenv.2014.04.019.

8. ANNEXES

Annexe 1 / Modèle Chimere

Le modèle Chimere est un modèle numérique qui réunit un ensemble d'équations représentant le transport et la transformation d'espèces chimiques et qui permet de quantifier l'évolution d'un panache de polluants en fonction du temps sur différents domaines (de l'urbain au continental). À partir de données de météorologie et de flux d'émissions, Chimere permet de calculer des champs tridimensionnels horaires de concentrations de polluants dans l'atmosphère. De par les données d'entrée utilisées, le nombre d'équations à résoudre et la physico-chimie qui y est représentée, Chimere est un modèle méso-échelle c'est-à-dire simulant la troposphère (de la surface à 200 hPa soit environ 10 km d'altitude) pour une résolution horizontale de 1 à 100 km et sur des domaines d'étude allant de la ville au continent. Le modèle Chimere intègre un schéma chimique comprenant plus d'une centaine de réactions chimiques. Il permet de modéliser la formation et l'évolution des particules atmosphériques de quelques nanomètres à 20 µm. Les aérosols dans Chimere sont constitués d'espèces primaires émises directement par les activités humaines, mais aussi d'aérosols secondaires produits dans l'atmosphère : sulfate, nitrate, ammonium et espèces organiques secondaires, en plus des sources naturelles comme les sels marins ou les poussières désertiques. Plus d'une centaine de composés gazeux sont modélisés dont l'ozone, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre.

Annexe 2 / Calculs des émissions par le Citepa

Le Citepa a réalisé un calcul des variations d'émissions plus fin par région pour les émissions du trafic routier et une première estimation pour le secteur résidentiel.

Trafic routier

Les données du Cerema²² ont été utilisées. Elles donnent par région l'évolution, par rapport à une situation de référence, d'un indice reflétant le volume de véhicules en circulation. L'indice est construit en comparant le trafic « pendant la crise » à un trafic « avant crise ». Afin que cette référence soit la plus réaliste possible, celle-ci est calculée sur le débit moyen journalier du 13 janvier au 2 février 2020 pour éviter les effets liés aux vacances scolaires et au début du confinement. Ces indicateurs sont déterminés à partir des données de trafic de plus de 1 200 stations de comptage. Deux indices sont proposés : un indice tout véhicule (ITV) et un indice poids lourd (IPL) nous permettant d'ajouter un raffinement supplémentaire dans le calcul en introduisant un facteur de variation par polluant. Le Cerema propose un indice construit de telle façon que le « 0 » représente une situation « avant crise ».

Le principe est de calculer d'abord un nouvel indice de variation pour les véhicules légers (AVL) et les poids lourds (APL) afin que 100 % représente la valeur avant crise. Soit VKTvl et VKTpl les kilomètres roulés moyens des poids lourds (PL) et véhicule léger (VL) (incluant les utilitaires) respectivement en France.

$$VKT_{vl} = 560.3 \text{ et } VKT_{pl} = 32.1$$

$$a = \frac{VKT_{vl}}{VKT_{vl} + VKT_{pl}} \text{ et } b = 1 - a$$

$$APL = 100 + IPL$$

$$AVL = \frac{100 + ITV}{a} + \frac{b}{a} APL$$

Les coefficients *APL* et *IVL* sont normalisés pour chaque jour *i*, nous les appellerons *APLn* et *AVLn* pour les 7 types de jour *j* = [Lundi-...-Dimanche] du 13 Janvier au 5 Mars.

$$AVLn_i = \frac{AVL_i}{AVL_{j \in [13 \text{ Janvier} - 5 \text{ Mars}]}}$$

$$APLn_i = \frac{APL_i}{APL_{j \in [13 \text{ Janvier} - 5 \text{ Mars}]}}$$

A partir du dernier inventaire national disponible (2018) nous avons utilisé les émissions totales en France de chacun des polluants issus du trafic routier en distinguant les VL et PL (EVL et EPL) pour calculer un indice de variation $VAR_{tra}^{p,i}$ pour l'ensemble du trafic routier (pondéré par la contribution des VL et PL dans les émissions).

Émissions résidentielles

Nous avons considéré que la consommation électrique des ménages était un proxy adéquat pour calculer l'impact du confinement sur les émissions du chauffage résidentiel quel que soit le mode de chauffage (incluant par similarité le chauffage au bois, en l'absence d'enquête disponible pour ce secteur). À l'été 2020, les données de consommation n'étant pas disponibles, nous avons tenté de les estimer à partir de données plus agrégées.

²² <https://dataviz.cerema.fr/trafic-routier/>

Nous disposons, grâce à RTE, des données journalières de consommation électriques en MW de 2016 à l'été 2020 par région. Afin de débiaiser ces données pour retirer l'effet de la température, nous avons également utilisé les températures moyennes journalières par régions. Ces données permettent également de définir une consommation minimale climatologique située vers l'été par type de jour j que nous appellerons C_{min}^j . L'indice VAR_{ene}^i comme défini par Guevara *et al.* (2020) est la variation de la consommation électrique estimée des ménages qui sera appliquée au secteur résidentiel, il est calculé comme suit :

$$VAR_{ene}^i = 100 \times \left(\frac{C_t^i}{\alpha_j^i \times C} - r \times \left(\frac{1}{\alpha_j^i} - 1 \right) - 1 \right)$$

avec

$$\alpha_j^i = \frac{C^i - R \times C_{min}^j}{C^i}$$

R représente la baisse de production industrielle estimée basée sur les chiffres nationaux (Insee) susceptible d'impacter la production énergétique industrielle. Ce coefficient est supposé constant sur les 4 périodes de gestion du confinement.

R	Période
1,00	< 2020-03-18
0,65	2020-03-17 – 2020-05-11
0,75	2020-05-12 – 2020-06-01
0,88	>2020-06-02

C^i est la consommation électrique de la région et C_t^i est la consommation électrique corrigée de l'effet de température basée sur une historique de 4 ans.

Annexe 3 / Description des deltas journaliers calculés à partir des concentrations pondérées sur la surface par période et par classe d'urbanisation en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020

I TABLEAU N° A3 I

Moyenne [min ; max] des deltas journaliers calculés à partir des concentrations pondérées sur la surface par période et par classe d'urbanisation en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020

	Classe d'urbanisation	Confinement strict (16 mars au 11 mai 2020)	Déconfinement progressif (11 mai au 22 juin 2020)	Période totale (16 mars au 22 juin 2020)	Annuelle (1 ^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020)
PM₁₀ (en µg/m³)	Rurales (< 2 000 hab)	-2,4 [-4,9 ; -0,1]	-0,4 [-1,7 ; 0,6]	-1,5 [-3,3 ; 0,07]	/
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-2,4 [-4,6 ; -0,1]	-0,4 [-1,3 ; 0,4]	-1,5 [-3,0 ; 0,1]	/
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-2,4 [-4,7 ; -0,1]	-0,4 [-1,4 ; 0,4]	-1,5 [-3,0 ; 0,1]	/
	Urbaines (> 100 000 hab)	-2,7 [-8,6 ; -0,1]	-0,4 [-4,4 ; 0,6]	-1,7 [-6,7 ; 0,1]	/
	France métropolitaine	-2,4 [-8,6 ; -0,1]	-0,4 [-4,4 ; 0,6]	-1,5 [-6,7 ; 0,1]	/
NO₂ (en µg/m³)	Rurales (< 2 000 hab)	-3,0 [-18,4 ; -0,3]	-0,5 [-10,3 ; 0,1]	-1,9 [-14,9 ; -0,2]	-0,5 [-4,0 ; -0,04]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-3,5 [-11,8 ; -0,3]	-0,6 [-4,2 ; 0,1]	-2,3 [-8,3 ; -0,2]	-0,6 [-2,2 ; -0,05]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-3,8 [-10,4 ; -0,9]	-0,7 [-3,5 ; 0,02]	-2,5 [-7,4 ; -0,6]	-0,7 [-2,0 ; -0,2]
	Urbaines (> 100 000 hab)	-5,1 [-28,9 ; -1,2]	-1,04 [-18,3 ; -0,04]	-3,3 [-24,3 ; -0,8]	-0,9 [-6,6 ; -0,2]
	France métropolitaine	-3,2 [-28,9 ; -0,3]	-0,6 [-18,3 ; 0,1]	-2,1 [-24,3 ; -0,2]	-0,6 [-6,6 ; -0,04]
PM_{2,5} (en µg/m³)	Rurales (< 2 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; -0,002]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; 0,01]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,6 ; 0,004]
	Urbaines (> 100 000 hab)	/	/	/	-0,3 [-0,9 ; -0,002]
	France métropolitaine	/	/	/	-0,3 [-0,9 ; -0,008]

Annexe 4 / Impacts sur la mortalité à court terme (Tableau N°A4.1) et à plus long terme (Tableau N°A4.2) des niveaux de pollution ambiant pondérés sur la surface

I TABLEAU N° A.4.1 I

Impact des PM₁₀ et du NO₂ à court terme sur la mortalité en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 (IC95 %)

		PM ₁₀		NO ₂	
	Classe d'urbanisation	Nombre de décès évités	Pourcentage de la mortalité annuelle (%)	Nombre de décès évités	Pourcentage de la mortalité annuelle (%)
Confinement strict (16 mars au 11 mai 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	13 [6 ; 21]	0,07	41 [22 ; 60]	0,22
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	12 [5 ; 19]	0,07	43 [23 ; 63]	0,24
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	9 [4 ; 14]	0,07	35 [18 ; 51]	0,27
	Urbaines (> 100 000 hab)	27 [11 ; 43]	0,09	124 [66 ; 182]	0,39
	France métropolitaine	61 [26 ; 97]	0,08	243 [130 ; 356]	0,3
Déconfinement progressif (11 mai au 22 juin 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	2 [0 ; 3]	0,01	6 [2 ; 9]	0,04
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	2 [0 ; 3]	0,01	6 [3 ; 9]	0,05
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	1 [0 ; 2]	0,01	5 [2 ; 8]	0,05
	Urbaines (> 100 000 hab)	3 [0 ; 6]	0,01	22 [9 ; 35]	0,09
	France métropolitaine	8 [1 ; 14]	0,01	39 [17 ; 61]	0,06
Période totale (16 mars au 22 juin 2020)	Rurales (< 2 000 hab)	15 [6 ; 24]	0,04	47 [24 ; 69]	0,14
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	14 [5 ; 22]	0,04	49 [25 ; 72]	0,16
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	10 [4 ; 16]	0,04	40 [21 ; 59]	0,18
	Urbaines (> 100 000 hab)	31 [11 ; 49]	0,05	147 [76 ; 217]	0,26
	France métropolitaine	69 [27 ; 111]	0,05	282 [146 ; 418]	0,2

I TABLEAU N° A4.2 I

Impact des PM_{2,5} et du NO₂ sur la mortalité et l'espérance de vie en France métropolitaine du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020 (IC95 %)

	Classe d'urbanisation	Nombre de décès évités	Pourcent age de la mortalité annuelle (%)	Gain moyen d'espérance de vie à 30 ans (jours)	Nombre total d'années vie gagnées
PM _{2,5}	Rurales (< 2 000 hab)	507 [177 ; 811]	0,39	12 [4 ; 18]	4 884 [1 705 ; 7 798]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	461 [161 ; 737]	0,39	11 [4 ; 18]	3 607 [1 259 ; 5 760]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	324 [113 ; 518]	0,37	12 [4 ; 19]	3 080 [1 075 ; 4 919]
	Urbaines (> 100 000 hab)	982 [342 ; 1 571]	0,45	14 [5 ; 23]	16 244 [5 670 ; 25 937]
	France métropolitaine	2 275 [793 ; 3 637]	0,41	13 [5 ; 21]	27 815 [9 709 ; 44 414]
NO ₂	Rurales (< 2 000 hab)	150 [52 ; 239]	0,11	4 [1 ; 6]	1 489 [522 ; 2 380]
	Semi-rurales (2 000 à 20 000 hab)	155 [54 ; 248]	0,13	4 [1 ; 6]	1 286 [451 ; 2 380]
	Semi-urbaines (20 000 à 100 000 hab)	126 [44 ; 201]	0,15	5 [2 ; 7]	1 231 [431 ; 1 966]
	Urbaines (> 100 000 hab)	461 [161 ; 736]	0,21	6 [2 ; 10]	7 272 [2 548 ; 11 619]
	France métropolitaine	891 [312 ; 1 425]	0,16	5 [2 ; 8]	11 278 [3 956 ; 18 020]

Annexe 5 / Description des deltas journaliers calculés à partir des références historiques, en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020 et du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020

Nous avons calculé les différences journalières entre les concentrations observées pendant le confinement (du 16 mars au 22 juin 2020) et les concentrations moyennes journalières du 16 mars au 22 juin 2017-2019 (Tableau N°A5.1)

I TABLEAU N° A5.1 I

Moyenne [min ; max] des deltas journaliers par période, par classe d'urbanisation et par région en France métropolitaine du 16 mars au 22 juin 2020, calculés à partir des références historiques

	Classe d'urbanisation	Confinement strict (16 mars au 11 mai 2020)	Déconfinement progressif (11 mai au 22 juin 2020)	Période totale (16 mars au 22 juin 2020)
PM₁₀ (en µg/m³)	Rurales (< 2 000 hab)	1,1 [-3,3 ; 4,6]	-1,9 [-7,0 ; 0,9]	-0,2 [-4,8 ; 2,4]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	1,0 [-3,1 ; 4,5]	-2,3 [-7,0 ; 0,7]	-0,4 [-4,6 ; 2,3]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	1,0 [-3,0 ; 4,1]	-2,3 [-7,5 ; 0,4]	-0,5 [-4,6 ; 2,5]
	Urbaines (> 100 000 hab)	0,5 [-3,8 ; 4,8]	-3,0 [-7,6 ; 0,2]	-1,1 [-5,4 ; 2,1]
	France métropolitaine	1,1 [-3,8 ; 4,8]	-2,0 [-7,6 ; 0,9]	-0,3 [-5,4 ; 2,5]
NO₂ (en µg/m³)	Rurales (< 2 000 hab)	-4,1 [-9,7 ; -1,2]	-1,4 [-6,0 ; 0,1]	-3,0 [-7,7 ; -0,8]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-4,3 [-9,5 ; -1,2]	-1,8 [-7,9 ; 0,1]	-3,2 [-7,6 ; -0,8]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-4,7 [-8,8 ; -1,4]	-2,0 [-5,5 ; -0,2]	-3,5 [-7,3 ; -1,0]
	Urbaines (> 100 000 hab)	-6,5 [-15,8 ; -1,9]	-3,3 [-11,4 ; -0,2]	-5,1 [-13,8 ; -1,2]
	France métropolitaine	-4,3 [-15,8 ; -1,2]	-1,6 [-11,4 ; 0,1]	-3,1 [-13,8 ; -0,8]

Nous avons calculé les différences journalières entre les concentrations observées du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020 et les concentrations journalières quotidiennes du 1^{er} juillet 2016 au 30 juin 2019 (Tableau N°A5.2).

I TABLEAU N° A5.2 I

Moyenne [min ; max] des deltas journaliers par trimestre, par classe d'urbanisation et par région en France métropolitaine du 1^{er} juillet 2019 au 30 juin 2020, calculés à partir des références historiques

		3 ^e trimestre 2019	4 ^e trimestre 2019	1 ^{er} trimestre 2020	2 ^e trimestre 2020	Annuelle (juil. 2019 à juin 2020)
PM _{2,5} (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	-0,8 [-3,2 ; 0,8]	-3,4 [-7,4 ; -1,0]	-2,8 [-7,1 ; 2,2]	-1,1 [-3,3 ; 0,7]	-2,0 [-4,2 ; -0,07]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-0,8 [-3,1 ; 1,0]	-3,5 [-7,1 ; -1,1]	-2,9 [-7,0 ; 2,4]	-1,2 [-3,2 ; 0,8]	-2,1 [-4,1 ; 0,09]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-0,9 [-3,2 ; 0,9]	-3,6 [-7,0 ; -1,0]	-3,0 [-7,0 ; 2,5]	-1,2 [-3,1 ; 0,8]	-2,1 [-4,0 ; 0,2]
	Urbaines (> 100 000 hab)	-1,1 [-3,4 ; 1,4]	-4,1 [-7,1 ; -0,9]	-3,6 [-7,7 ; 1,4]	-1,5 [-3,4 ; 0,9]	-2,6 [-4,5 ; -0,3]
	France métropolitaine	-0,8 [-3,4 ; 1,4]	-3,5 [-7,4 ; -0,9]	-2,8 [-7,7 ; 2,5]	-1,1 [-3,4 ; 0,9]	-2,1 [-4,5 ; 0,2]
NO ₂ (en µg/m ³)	Rurales (< 2 000 hab)	-1,0 [-4,3 ; 1,6]	-4,2 [-9,4 ; -0,6]	-4,1 [-9,7 ; -0,5]	-2,4 [-6,4 ; -0,6]	-2,9 [-6,7 ; -1,3]
	Semi-rurales (de 2 000 à 20 000 hab)	-1,2 [-9,3 ; 3,2]	-4,4 [-9,9 ; 0,3]	-4,2 [-9,4 ; 0,05]	-2,7 [-6,6 ; -0,7]	-3,1 [-7,4 ; 0,01]
	Semi-urbaines (de 20 000 à 100 000 hab)	-1,1 [-4,4 ; 1,4]	-4,4 [-9,3 ; -1,4]	-4,5 [-8,7 ; 0,2]	-3,0 [-6,4 ; -0,9]	-3,2 [-6,1 ; -1,4]
	Urbaines (> 100 000 hab)	-1,9 [-11,0 ; 1,5]	-5,4 [-15,2 ; -0,9]	-5,9 [-14,3 ; 0,4]	-4,4 [-13,4 ; - 1,1]	-4,4 [-13,2 ; -0,8]
	France métropolitaine	-1,1 [-11,0 ; 3,2]	-4,3 [-15,2 ; 0,3]	-4,2 [-14,3 ; 0,4]	-2,6 [-13,4 ; - 0,6]	-3,0 [-13,2 ; 0,01]

Annexe 6 / Différences entre les modèles d'estimation de l'exposition de l'étude 2007-2008 et de l'étude actuelle sur la période 2016-2019

Les deux modèles d'estimation de l'exposition de 2007-2008 versus 2016-2019 reposent sur le modèle de chimie-transport Chimere (co-développé par l'Ineris et le CNRS) corrigé sur la base d'observations de terrain par une méthode géostatistique d'interpolation spatiales des données (krigeage) développée par le LCSQA²³ (53, 54). Même si les méthodes de calcul d'exposition de la précédente étude (Gazel-Air) et de l'actuelle reposent sur les mêmes outils, l'utilisation de versions actualisées du modèle Chimere et de méthodes de krigeage, ainsi que l'inclusion de données d'entrées différentes (émissions, données météorologiques, ...) ont pu influencer les résultats des deux études.

Par ailleurs, deux points méthodologiques divergent entre l'approche déployée pour l'étude publiée en 2016 et la présente étude, à savoir :

- Le réseau de mesures des PM_{2,5} était très peu dense avant 2010. Seules 44 stations étaient utilisées en 2008, et uniquement dans des zones urbaines/péri-urbaines et industrielles. Dans l'étude antérieure, cette difficulté a été compensée en ajoutant des stations virtuelles extraites du modèle Chimere dans le krigeage pour les PM_{2,5} destinées à couvrir les zones montagneuses et rurales. La méthode actuelle repose sur un ajustement du krigeage qui repose à la fois sur les PM_{2,5} et les PM₁₀ (dont le réseau est plus dense, même avant 2010) en utilisant uniquement des stations réelles ;
- En complément de l'ajout de stations rurales virtuelles pour l'étude publiée en 2016, une hypothèse de diminution des concentrations avec l'altitude a été appliquée en introduisant la variable altitude comme seconde variable auxiliaire du krigeage, ce qui a un effet prononcé pour les zones de faibles concentrations et les premiers centiles de la distribution des concentrations d'exposition de la population. Pour l'estimation actuelle, il a été considéré que les données de concentrations en altitude ne sont pas assez nombreuses et représentatives pour valider cette hypothèse de régression, au risque de surestimer le nombre de zones de faibles concentrations. Le raffinement du maillage opéré dans Gazel-Air exploite le module GIRAF (55). Son principe général est d'affiner le résultat d'un calcul de concentrations de polluants en s'appuyant sur des principes physiques et/ou physiographiques qui influencent la répartition spatiale des concentrations. Cette méthode permet, entre autres, de mettre en évidence les gradients de concentration à proximité des sources d'émissions. On passe ainsi d'une grille à maille large de 10 km (Chimere) à une maille fine de 2 km (GIRAF) en s'appuyant sur des données topographiques et/ou sur les émissions cadastrées à 2 km de résolution.

La validation croisée, pour l'estimation des concentrations en PM_{2,5}, est meilleure pour le modèle actuel que celui utilisé pour les données 2007-2008 (corrélation spatiale de 0,9 et 0,85 pour les stations urbaines et rurales, respectivement, pour l'estimation actuelle versus 0,42 (2007), 0,12 (2008) pour l'ensemble des stations dans l'estimation publiée en 2016). Une comparaison, non présentée dans ce rapport, a été réalisée entre les deux modèles pour des années proches (2007-2008 pour le modèle antérieur versus 2009-2010 pour le modèle actuel). Au final, en termes de concentrations moyennes pondérées par la surface pour les PM_{2,5}, c'est pour les communes rurales que les disparités sont les plus fortes : 9,9 µg/m³ dans l'étude antérieure et

²³ Cette méthode de modélisation spatiale permet d'interpoler la valeur d'un champ discret (les stations de mesures irrégulièrement distribuées) sur l'ensemble d'un territoire. En plus des valeurs observées, certaines techniques de krigeage permettent l'introduction de variables auxiliaires décrivant la structure spatio-temporelle de la variable d'intérêt. Ainsi, dans les deux études, le krigeage avec dérive externe a été appliqué pour caractériser la variabilité spatio-temporelle des concentrations de polluants atmosphériques, en tenant compte de la distribution spatiale des concentrations de polluants atmosphériques simulées par le modèle Chimere et constatées par la mesure (on parle de krigeage avec Chimere en dérive externe).

16,26 µg/m³ ici, alors que les chiffres sont plus proches pour les villes de plus de 100 000 habitants : 13,6 µg/m³ versus 17,92 µg/m³, respectivement.

Cette disparité est essentiellement induite par la faible densité de mesures en milieu rural en France pour cette période. Les moyennes annuelles constatées aux stations de mesure rurales et urbaines pour les années 2009 à 2012 sont données dans le Tableau N°A6. Il n'y a pas de données dans la base AQ e-reporting de l'AEE pour les PM_{2,5} en milieu rural pour les années précédentes. Du fait de l'hétérogénéité du réseau de mesures, ces chiffres ne peuvent pas être comparés directement aux moyennes par commune issues de la cartographie sur l'ensemble du territoire. Ils permettent toutefois de souligner l'influence de la variabilité annuelle, avec de fortes disparités entre l'année 2009 et 2010 pour les stations rurales qui pèsent aussi sur la comparaison avec Gazel-Air (basé sur les années 2007 et 2008).

I TABLEAU N° A6I

Moyennes annuelles constatées aux stations de mesure rurales et urbaines pour les années 2009 à 2012

	Nombre de stations rurales	Moyenne annuelle de PM _{2,5} (stations rurales) (µg/m ³)	Nombre de stations urbaines	Moyenne annuelle de PM _{2,5} (stations urbaines) (µg/m ³)
2009	5	13,8	48	18,1
2010	5	16,1	56	17,9
2011	8	13,9	69	18,2
2012	9	11,0	78	16,2