

IMPACTS SANITAIRES

attribuables aux véhicules diesel
suspectés d'utiliser des dispositifs
d'invalidation interdits dans l'UE et
au Royaume-Uni

Mai 2025



Impacts sanitaires attribuables aux véhicules diesel suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits dans l'UE et au Royaume-Uni

Mai 2025

Auteurs

Jamie Kelly
Kaiyu Chen
Vera Tattari
Erika Uusivuori

Éditeur

Hannah Ekberg

Traducteur

Transperfect Translations Ltd. Ce rapport a été initialement publié en anglais. Tout a été mis en œuvre pour assurer une traduction fidèle. Pour toute question, veuillez contacter le Centre de recherche sur l'énergie et l'air pur (Center for Energy and Clean Air Research, CREA).

Remerciements

Ce rapport a été commandé par ClientEarth pour évaluer les impacts sanitaires des émissions des véhicules diesel suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation.

Le CREA remercie Michelle Meyer et Yoann Bernard de la Real Urban Emissions Initiative (TRUE) et de l'International Council on Clean Transportation (ICCT) pour avoir fourni des données sur les facteurs de conformité des véhicules diesel et les projections de flotte.

À propos du CREA

Le Centre de recherche sur l'énergie et l'air pur (CREA) est un organisme de recherche indépendant dont l'objectif est de mettre en évidence les tendances, les causes et les effets de la pollution de l'air sur la santé, ainsi que les solutions qui peuvent être mises en œuvre pour y remédier. Le CREA utilise des données scientifiques, des recherches et des données probantes pour soutenir les efforts des gouvernements, des entreprises et des organisations de campagne du monde entier dans leurs efforts en faveur des énergies propres et de l'air pur, convaincu qu'une recherche et une communication efficaces sont les clés du succès des politiques, des décisions d'investissement et des efforts de plaidoyer. Le CREA a été fondé à Helsinki et emploie des personnes dans plusieurs pays d'Asie et d'Europe.

Clause de non-responsabilité

Le CREA est politiquement indépendant. Les désignations employées et les représentations présentes sur les cartes contenues dans le présent rapport n'impliquent pas l'expression d'une opinion quelconque concernant le statut juridique de tout pays, territoire, ville ou zone ou de ses autorités, ni sur la délimitation de ses frontières ou limites.

Impacts sanitaires attribuables aux véhicules diesel suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits dans l'UE et au Royaume-Uni

Résumé exécutif

Ce rapport calcule les impacts sur la qualité de l'air des émissions excédentaires de NO_x dans l'UE et au Royaume-Uni entre 2009 et 2040 émises par les véhicules diesel considérés comme étant probablement équipés de dispositifs d'invalidation interdits en ce qu'ils désactivent ou réduisent l'efficacité des systèmes de contrôle des émissions dans des conditions de conduite normale. Les véhicules concernés sont les voitures diesel aux normes d'émissions Euro 5 et Euro 6 d'avant l'introduction des tests en conditions de conduite réelle (Real Driving Emissions, RDE) de l'Union européenne. Les émissions excédentaires désignent les émissions dont le niveau est considéré suspect (plus de deux fois supérieur à la limite légale) et qui sont probablement liées à l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits. Ce rapport fournit également des études de cas portant sur l'impact des émissions intérieures au Royaume-Uni et en France.

Dans l'UE et au Royaume-Uni, sur cette période (2009 à 2040), les émissions excédentaires devraient entraîner de graves conséquences sur la santé publique et l'économie, notamment :

- 205 000 (123 000 à 356 000)¹ décès prématurés
- 152 000 (33 000 à 346 000) nouveaux cas d'asthme chez les enfants
- 42 000 (15 000 à 80 000) années vécues avec une bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO)

¹ Tout au long de ce rapport, les chiffres entre parenthèses indiquent l'intervalle de confiance à 95 %.

- 24 000 000 (20 000 000 à 27 000 000) jours d'absence au travail (jours de congé maladie)
- La charge économique associée de ces impacts sur la santé s'élève à 1,20 mille milliards d'euros (0,72 à 2,07) (en 2024).

Parmi ces impacts, on recense 124 000 (75 000 à 216 000) décès prématurés et 760 (460 à 1 320) milliards d'euros d'impacts économiques pour la période 2009 à 2024. Si aucune mesure supplémentaire n'est prise, 81 000 (48 000 à 140 000) décès prématurés et 430 (260 à 750) milliards d'euros d'impacts économiques sont attendus entre 2025 et 2040.

Au Royaume-Uni, entre 2009 et 2040, on estime que les émissions excédentaires entraîneront 22 000 (12 000 à 42 600) décès prématurés, 41 000 (9 000 à 94 000) nouveaux cas d'asthme chez les enfants, et représenteront un coût économique associé de 156 (85 à 292) milliards d'euros (en 2024) ou de 132 (72 à 248) milliards de livres sterling (en 2024). Une grande partie de ces effets sanitaires et économiques se produiront dans les années à venir. Si aucune mesure n'est prise, les projections font état de 6 000 (4 000 à 12 000) décès prématurés, 12 000 (3 000 à 27 000) nouveaux cas d'asthme infantile et 42 (23 à 79) milliards d'euros (en 2024) ou 36 (19 à 67) milliards de livres sterling (en 2024) de pertes économiques entre 2025 et 2040.

En France, entre 2009 et 2040, on estime que l'excès d'émissions causera 24 000 (14 000 à 43 000) décès prématurés, 26 000 (5 000 à 59 000) nouveaux cas d'asthme chez les enfants, et représentera un coût économique associé de 146 (85 à 257) milliards d'euros (en 2024). Comme pour le Royaume-Uni, on s'attend à ce qu'une partie importante de ces impacts se produise dans les années à venir. Si aucune mesure n'est prise, les projections font état de 8 000 (5 000 à 14 000) décès prématurés, 8 000 (2 000 à 19 000) nouveaux cas d'asthme chez l'enfant, et 45 (26 à 79) milliards d'euros (en 2024) de pertes économiques entre 2025 et 2040.

Ces estimations sont basées sur les **émissions excédentaires**, c'est-à-dire qu'elles ne tiennent compte que de la partie des émissions considérée comme élevée de manière suspecte et donc probablement liée à l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits. Cela ne représente donc pas l'impact total des émissions de ces véhicules. Toutefois, si l'on considère les **émissions totales de ces véhicules en conditions réelles de conduite** – c'est-dire l'intégralité des émissions émises, et non seulement celles considérées comme suspectes - les impacts sanitaires et économiques globaux associés sont **nettement plus**

élevés. On estime que le poids des émissions réelles totales de ces véhicules dans l'UE et au Royaume-Uni entre 2009 et 2040 dépassera 300 000 décès prématurés et près de 2 mille milliards d'euros de coûts économiques.

Ce rapport montre l'importance des nuisances sanitaires et économiques qui continuent à être causées par ces véhicules diesel. Une intervention immédiate des gouvernements et des constructeurs automobiles, telle qu'une enquête et un rappel des véhicules suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits, pourrait réduire les dommages futurs et permettre des avantages sanitaires et économiques significatifs.

Contenu

Résumé exécutif	3
Contenu	6
Contexte	7
Composition et impacts de la pollution atmosphérique sur la santé	7
Coûts économiques pour la société	8
Contribution du secteur des transports	9
Réglementation des NO _x provenant des transports routiers dans l'UE et au Royaume-Uni	9
L'essor des véhicules diesel en Europe	11
Le scandale du « Dieselgate »	12
Évolutions juridiques	13
Analyse par l'International Council on Clean Transportation	14
Résumé du rapport	17
Méthodologie	17
Données	18
Émissions polluantes	19
Modèle de transport chimique EMEP	23
Évaluation des impacts sur la santé et l'économie	26
Résultats	31
Impact des émissions de NO _x sur la qualité de l'air	31
Impacts sanitaires et économiques à long terme	33
Impacts passés et futurs	36
Impacts nationaux et transfrontaliers	41
Focus sur le Royaume-Uni	45
Focus sur la France	50
Conclusion	54
Références	55
Annexe 1. Familles de véhicules	66
Annexe 2. Émissions de NO_x réelles vs. excédentaires	67

Contexte

Composition et impacts de la pollution atmosphérique sur la santé

Les humains sont exposés à un mélange complexe de polluants atmosphériques. Les polluants atmosphériques importants comprennent le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3) et les particules fines ($\text{PM}_{2,5}$). Le NO_2 est le principal composant d'un groupe de gaz hautement réactifs appelés oxydes d'azote (NO_x), qui comprennent également le monoxyde d'azote (NO), lequel est nocif pour la santé humaine (OMS, n.d.).

La majorité du NO_x est émis sous forme de NO principalement par la combustion de combustibles fossiles, qui se convertit rapidement en NO_2 dans l'atmosphère (OMS, 2021 ; US EPA, 2023). Les $\text{PM}_{2,5}$, qui sont des particules solides ou liquides en suspension dans l'atmosphère, peuvent être formées de deux manières principales : soit directement émises dans l'atmosphère, soit formées à partir des émissions de gaz précurseurs (OMS, n.d.). Les $\text{PM}_{2,5}$ primaires peuvent être directement émises par les processus de combustion tels que les moteurs de véhicules ou les activités industrielles. Les $\text{PM}_{2,5}$ secondaires, en revanche, sont formées lorsque les gaz précurseurs réagissent chimiquement dans l'atmosphère par oxydation, y compris le NO_x , le dioxyde de soufre (SO_2) et l'ammoniac (NH_3) (OMS, 2021 ; OMS, n.d.). L'ozone (O_3) est formé par les réactions du NO_x et des composés organiques volatils (COV) (The Royal Society, 2008). Dans les environnements ruraux, l'augmentation des niveaux de NO_x entraîne des niveaux d' O_3 plus élevés. Cependant, dans les environnements urbains avec des niveaux de NO_x déjà élevés, l'augmentation des émissions de NO_x peut en fait réduire la production d' O_3 . Globalement, le NO_2 est à la fois un polluant hautement toxique, ainsi qu'un précurseur d'autres polluants nocifs ($\text{PM}_{2,5}$ et O_3) (OMS, 2021 ; OMS, n.d.).

La pollution atmosphérique est reconnue en tant que problème environnemental et sanitaire critique par les scientifiques (Kelly et al., 2015 ; Brauer et al., 2016), les gouvernements (Gouvernement britannique, 2019 ; Ministère de la Transition écologique, 2023 ; Commission européenne, 2024) et les agences internationales, y compris l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), les Nations Unies et la Banque mondiale (OMS, 2021 ; PNUE, 2024 ; Banque mondiale, 2016). Une fois inhalés par l'homme, les polluants atmosphériques ($\text{PM}_{2,5}$, NO_2 , O_3) peuvent avoir des effets négatifs sur presque tous les organes et systèmes majeurs du corps (EEE, 2023a ; Kelly & Fussell, 2015 ; Manisalidis et al., 2020 ; US EPA, 2024). Les impacts sur la santé comprennent l'asthme, la bronchite, le

diabète, l'AVC, la cardiopathie ischémique, le cancer du poumon et même le décès (Burnett et al., 2018).

En 2022, l'exposition aux PM_{2,5} dans l'UE au-delà du niveau de 5 µg/m³ recommandé par l'OMS a contribué à 239 000 décès prématurés, l'exposition aux NO₂ au-delà du niveau de 10 µg/m³ recommandé par l'OMS a contribué à 48 000 décès prématurés, et l'exposition à l'O₃ au-delà de 60 µg/m³ recommandé par l'OMS a contribué à 70 000 décès prématurés (EEE, 2024a). Les enfants sont particulièrement sensibles aux impacts de la pollution atmosphérique, car leur corps est encore en développement (OMS, 2018). Par exemple, chaque année en Europe (y compris les membres de l'EEE et les pays partenaires), la pollution atmosphérique contribue à 1 200 décès prématurés de moins de 18 ans (EEE, 2023b). En outre, 33 % des cas d'asthme infantile en Europe sont attribuables à la pollution atmosphérique (Khreis et al., 2019).

Les communautés socialement et économiquement défavorisées, telles que les minorités ethniques et à faibles revenus, sont particulièrement vulnérables aux impacts de la pollution atmosphérique en raison de leur proximité avec les sources de pollution et de leur accès limité aux soins (EEE, 2024b). En 2022, 88 % de la population urbaine de l'UE a été exposée à des concentrations de NO₂ supérieures aux 10 µg/m³ recommandés par l'OMS en 2021 (EEE, 2024c).

Coûts économiques pour la société

Les impacts de la pollution atmosphérique sur la santé entraînent des coûts sociaux importants, lesquels ont un impact négatif sur l'économie. Les coûts sociaux sont des coûts affectant le bien-être et comprennent à la fois les dépenses directes liées à la santé (par ex., les admissions à l'hôpital) et les effets indirects sur la santé (par ex., réduction de l'espérance de vie due à la pollution de l'air).

Chaque année dans l'UE, les impacts sanitaires attribués à l'exposition à la pollution atmosphérique coûtent 600 milliards d'euros (Mejino-López et al., 2024). Ce montant est considérable, puisqu'il représente 2 à 10 % du produit intérieur brut (PIB) des pays de l'UE (OCDE, 2017). Les coûts de santé liés à la pollution atmosphérique sont particulièrement élevés dans les villes, en raison des niveaux élevés de pollution associés à une population dense. Par exemple, les coûts annuels de santé liés à la pollution de l'air à Londres et à Berlin sont respectivement de 11 milliards d'euros et de 6 milliards d'euros chaque année (De

Bruyn & de Vries, 2020). Par habitant, cela correspond à une moyenne de 1 250 euros par personne chaque année pour les dommages sanitaires liés à la pollution atmosphérique dans les villes européennes, ce qui équivaut à 3,9 % d'un salaire annuel moyen (De Bruyn & de Vries, 2020).

Contribution du secteur des transports

Le transport routier est une source majeure de pollution atmosphérique et d'impacts sanitaires associés pour deux raisons. Tout d'abord, le transport routier est la principale source d'émissions de NO_x, en particulier dans les zones densément peuplées, représentant 49 % de toutes les émissions de NO_x dans l'UE en 2022, et 30 % de toutes les émissions de NO_x au Royaume-Uni en 2023 (EEE, 2024d ; Defra, 2025). Les émissions de NO_x augmentent également les niveaux de NO₂ et de PM_{2,5} dans l'atmosphère. L'effet sur les niveaux d'ozone varie en fonction de l'équilibre entre les COV et les NO_x, ce qui peut entraîner une augmentation ou une diminution de la concentration d'ozone. Deuxièmement, ces changements induits par les transports dans les concentrations de polluants ont un impact spectaculaire sur la santé publique, car les émissions de cette activité sont proches du sol et souvent dans des régions densément peuplées. En effet, dans les villes européennes, le transport contribue à hauteur de 14 % des décès attribuables aux PM_{2,5} et à 49 % des décès attribuables aux NO₂ (Khomenko et al., 2023).

Réglementation des NO_x provenant des transports routiers dans l'UE et au Royaume-Uni

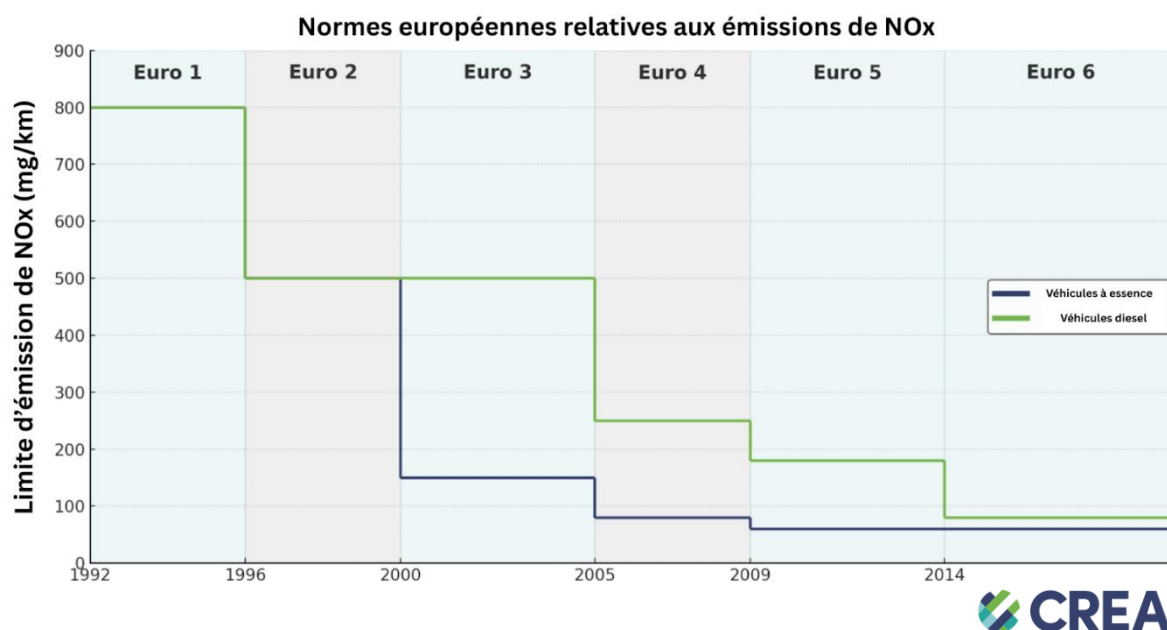
En raison de la contribution importante du transport à la pollution, les émissions provenant de ce secteur sont réglementées par les normes d'émission des véhicules et d'autres politiques.

Pour leur permettre d'entrer sur le marché, les fabricants doivent soumettre leurs véhicules aux autorités chargées de l'homologation pour qu'ils soient testés. Au cours de ces tests, les véhicules doivent présenter des émissions de NO_x inférieures aux limites réglementaires. La Figure 1 montre les normes de l'Union européenne (UE) relatives aux émissions de NO_x des véhicules de tourisme diesel et essence.

La première série de réglementations de l'UE visant à réduire les émissions de NO_x et d'autres polluants, Euro 1, a été introduite en 1992 (Conseil de l'Union européenne, 1991). Au fil du temps, les normes relatives aux émissions sont devenues de plus en plus strictes, ce qui a conduit au développement et à l'adoption de technologies de contrôle des émissions telles que les convertisseurs catalytiques. Les normes Euro 5 ont été introduites le 1^{er} septembre 2009 pour les homologations de nouveaux véhicules et le 1^{er} janvier 2011 pour les immatriculations de nouveaux véhicules. La limite d'émissions de NO_x Euro 5 pour les véhicules utilitaires légers à essence est fixée à 60 mg/km. En revanche, la limite d'émission Euro 5 pour les véhicules utilitaires légers diesel est de 180 mg/km, c'est-à-dire plus du triple de la limite autorisée pour les véhicules utilitaires légers à essence (Parlement européen, 2007). Les normes Euro 6 ont été introduites le 1^{er} septembre 2014 pour les nouvelles homologations et le 1^{er} septembre 2015 pour les nouvelles immatriculations de véhicules légers. Les limites d'émission NO_x sont fixées à 60 mg/km pour les véhicules utilitaires légers à essence et à 80 mg/km pour les véhicules utilitaires légers diesel.

En 2024, la Commission européenne a adopté la prochaine phase de réglementation sur les émissions, la norme Euro 7, qui s'appliquera aux nouveaux types de voitures et de fourgonnettes à partir de novembre 2026 et à toutes les nouvelles voitures et fourgonnettes à partir de novembre 2027 (EUR-Lex, 2024). La norme Euro 7 introduit des limites sur les émissions hors échappement (p. ex., des freins et des pneus) et ajoute des exigences pour la surveillance des émissions afin d'identifier les émissions réelles élevées, mais conservent les limites d'émissions d'échappement Euro 6 existantes pour le NO_x (Conseil de l'Union européenne, 2024 ; ICCT, 2024).

Depuis le Brexit, le Royaume-Uni ayant conservé les normes d'émissions des véhicules Euro, tous les nouveaux véhicules utilitaires légers doivent se conformer aux normes d'émissions Euro 6d, dans le cadre de l'homologation britannique. Cependant, le Royaume-Uni met à jour son approche des homologations de véhicule. Le système d'homologation britannique entend adopter des éléments des normes d'émissions Euro 6e comme alternative aux exigences Euro 6d actuellement en place, bien que cela ne modifie pas les limites d'émissions. Le gouvernement britannique surveille également la mise en œuvre des normes Euro 7 de l'UE et vise à appliquer toutes les réglementations pertinentes de la Commission économique pour l'Europe des Nations Unies (UNECE) (Département des transports, 2024).



Source : Guide de l'inventaire des émissions de l'Agence européenne pour l'environnement (2003)

Figure 1 — Normes d'émission de NO_x pour les véhicules de tourisme diesel et essence

L'essor des véhicules diesel en Europe

Dans les années 1990, les décideurs politiques européens, motivés par des ambitions climatiques, ont favorisé l'essor des véhicules diesel. Suite à la création du Groupe intergouvernemental des Nations Unies sur l'évolution du climat (GIEC) en 1998 et à la signature du Protocole de Kyoto, les pays européens se sont engagés à réduire les émissions de gaz à effet de serre (Cames & Helmers, 2013). À l'époque, le consensus scientifique indiquait que les véhicules diesel émettaient moins de dioxyde de carbone (CO₂) que les véhicules à essence, une affirmation soutenue par le GIEC (UNFCCC, 2004). Cependant, il était également su à l'époque que les véhicules diesel émettaient plus de NO_x que leurs homologues à essence, même si l'on espérait que les nouvelles technologies, encouragées par des normes européennes d'émission plus strictes, résoudraient ce problème (Guardian, 2017). En raison de la réduction des émissions de CO₂, ainsi que d'autres facteurs, notamment le lobbying de l'industrie de la fabrication automobile (Cames & Helmers, 2013), la législation de l'UE (Commission européenne, 1998) a conduit les gouvernements à encourager l'adoption et/ou l'utilisation de véhicules diesel.

L'expansion du nombre de véhicules diesel a eu des conséquences significatives sur la santé humaine (Meyer et al., 2023). Dans l'UE et au Royaume-Uni, les émissions des véhicules diesel étaient responsables de 37 % à 69% des décès imputables au transport, tandis que les véhicules non diesel n'y contribuaient qu'à hauteur de 5 % à 14 % en 2015 (Anenberg et al., 2019).

Le scandale du « Dieselgate »

Jusqu'en 2017, les tests d'émissions pour l'homologation des véhicules n'étaient réalisés que dans des laboratoires dans des conditions d'essais normalisées. Cependant, des tests d'émissions plus larges, sur plusieurs années, ont montré que les véhicules diesel émettaient des niveaux significativement plus élevés de polluants sur la route que lors des tests de laboratoire officiels (Carslaw et Beevers, 2005 ; Carslaw et al., 2011 ; Franco et al., 2014).

Les dispositifs d'invalidation, qui sont des technologies d'étalonnage des moteurs qui désactivent ou réduisent l'efficacité des systèmes de contrôle des émissions dans des conditions de conduite normales, en constituent l'une des causes. Certains dispositifs d'invalidation s'activent quand les véhicules font l'objet de tests de certification et réduisent temporairement les émissions dans de tels contextes pour répondre aux normes réglementaires. Cependant, le terme « dispositif d'invalidation » couvre une gamme beaucoup plus large de stratégies qui réduisent les contrôles d'émissions en réponse à divers signaux, tels que la température, la vitesse du véhicule et la vitesse du moteur. Les dispositifs d'invalidation sont interdits en vertu des règles de l'UE et du Royaume-Uni, hors exceptions étroitement définies (Parlement européen, 2007).

En 2015, les enquêtes menées par l'International Council on Clean Transportation (ICCT) et l'Agence américaine de protection de l'environnement (EPA) ont révélé que Volkswagen utilisait des dispositifs d'invalidation interdits (ICCT, 2015a ; Kodjak, 2016). Ces dispositifs ont provoqué l'activation des systèmes de contrôle des émissions des véhicules pendant les tests en laboratoire, puis leur désactivation en conditions réelles de conduite, ce qui a entraîné des émissions de NO_x réelles plus élevées. Cette révélation est plus connue sous le nom de « Dieselgate ».

À la suite du scandale du Dieselgate, des tests approfondis des émissions de voitures de tourisme diesel Euro 5 et Euro 6 ont révélé que l'anomalie des émissions excédentaires de

NO_x était répandue chez presque tous les fabricants (Baldino et al., 2017). Il est apparu que ces véhicules émettaient des niveaux de NO_x significativement plus élevés dans des conditions réelles de conduite que ceux enregistrés lors des tests de laboratoire (Franco et al., 2014 ; ICCT, 2015b).

Évolutions juridiques

Depuis le scandale du Dieselgate, plusieurs avancées juridiques ont permis d'améliorer la réglementation des émissions de NO_x des véhicules diesel et ont clarifié que les dispositifs d'invalidation ne peuvent être utilisés que dans des circonstances très limitées.

À l'origine, les émissions de gaz d'échappement pour l'homologation n'étaient testées qu'en laboratoire dans des conditions contrôlées. Cependant, en réponse au scandale du Dieselgate, l'UE a modifié la réglementation Euro 6 pour introduire des tests d'émissions de conditions réelles de conduite (Real Driving Emissions, RDE), afin de mesurer les polluants émis par les véhicules Euro 6d-TEMP dans des conditions de conduite en situation réelle en plus des tests en laboratoire (Commission européenne, 2020). Les essais RDE sont entrés progressivement en vigueur en 2017 et s'appliquent à toutes les voitures neuves à partir de 2021 et à toutes les nouvelles camionnettes à partir de 2022 (ICCT, 2017 ; Commission européenne, 2018). En guise de concession à l'industrie automobile et pour répondre aux préoccupations concernant la précision des équipements de test RDE, des facteurs de conformité ont été introduits et permettent un écart entre la limite d'émissions réglementaire testée en laboratoire et les valeurs obtenues dans le cadre de la procédure RDE (Commission européenne, 2020). Ce facteur de conformité a été initialement fixé à 2,1 fois la limite d'émissions et a ensuite été réduit (Commission européenne, 2020).

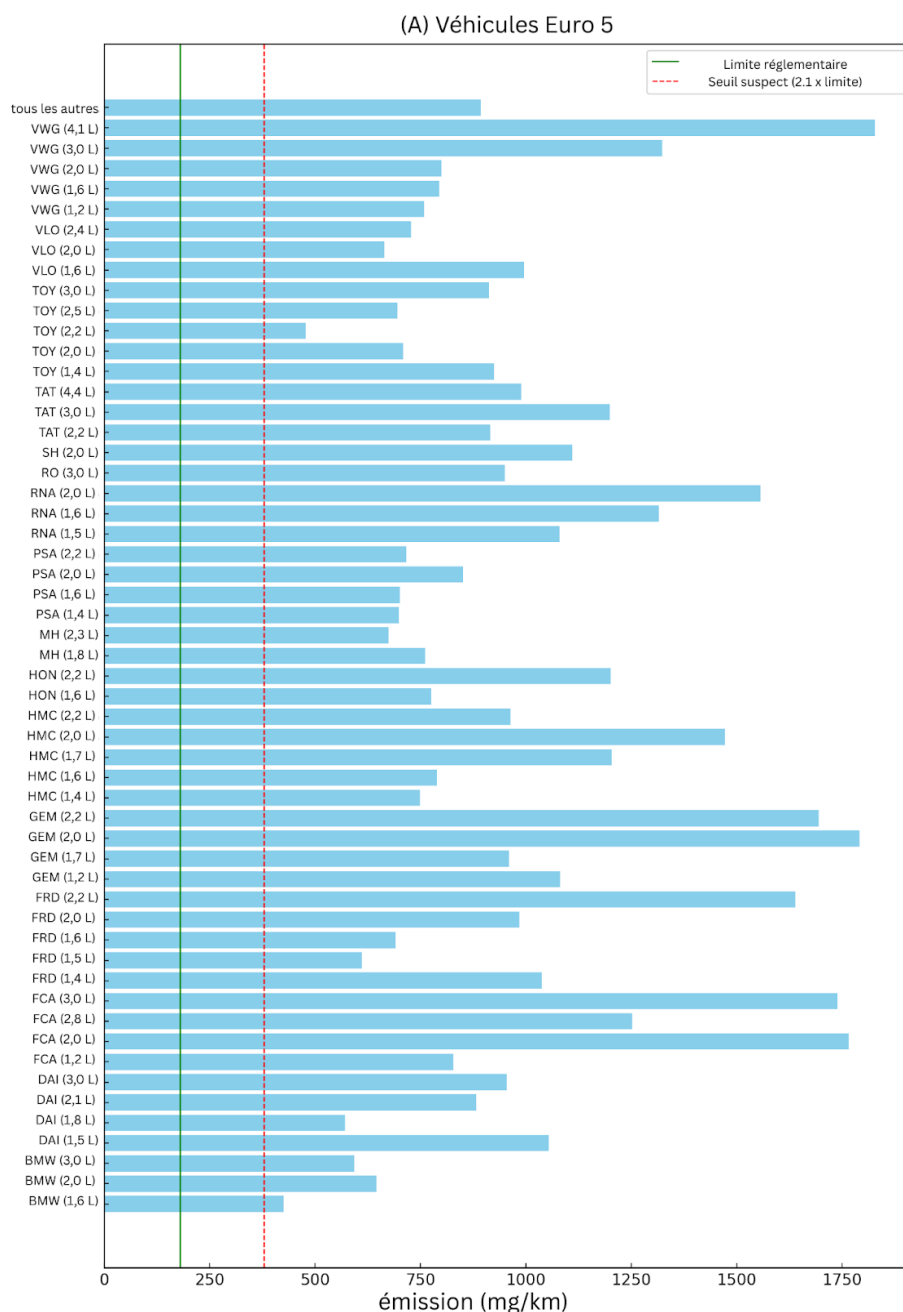
Outre l'introduction des tests RDE, l'évolution de la jurisprudence a permis de préciser que les dispositifs d'invalidation ne peuvent être utilisés que dans des circonstances très limitées. Les constructeurs ont souvent justifié leur utilisation de dispositifs d'invalidation en affirmant qu'ils étaient nécessaires pour assurer la sécurité du véhicule ou pour protéger le moteur, notamment pour empêcher son encrassement ou pour ralentir le processus de vieillissement (Parlement européen, 2017). Toutefois, la CJUE a précisé que la protection des moteurs contre le vieillissement ou l'encrassement ne peut à elle seule constituer une justification valable pour un dispositif d'invalidation (CJUE, 2020). Seule la nécessité d'éviter un risque immédiat de dommage créant un danger spécifique peut justifier la présence d'un dispositif d'invalidation dans le cadre de l'exemption légale (CJUE, 2020) et

lorsqu'aucune autre solution technique n'est possible (CJUE, 2022a ; CJUE, 2022b ; CJUE, 2022c). De plus, la CJUE a souligné qu'un dispositif d'invalidation fonctionnant pendant la majeure partie de l'année dans des conditions de conduite normales n'est jamais autorisé (CJUE, 2022a ; CJUE, 2022b ; CJUE, 2022c). Sur la base de ces définitions des dispositifs d'invalidation interdits telles que mises à jour, il est probable que de nombreux véhicules âgés de 5 à 13 ans soient équipés de ces dispositifs et continuent à fonctionner aujourd'hui (Meyer et al., 2023).

Analyse par l'International Council on Clean Transportation

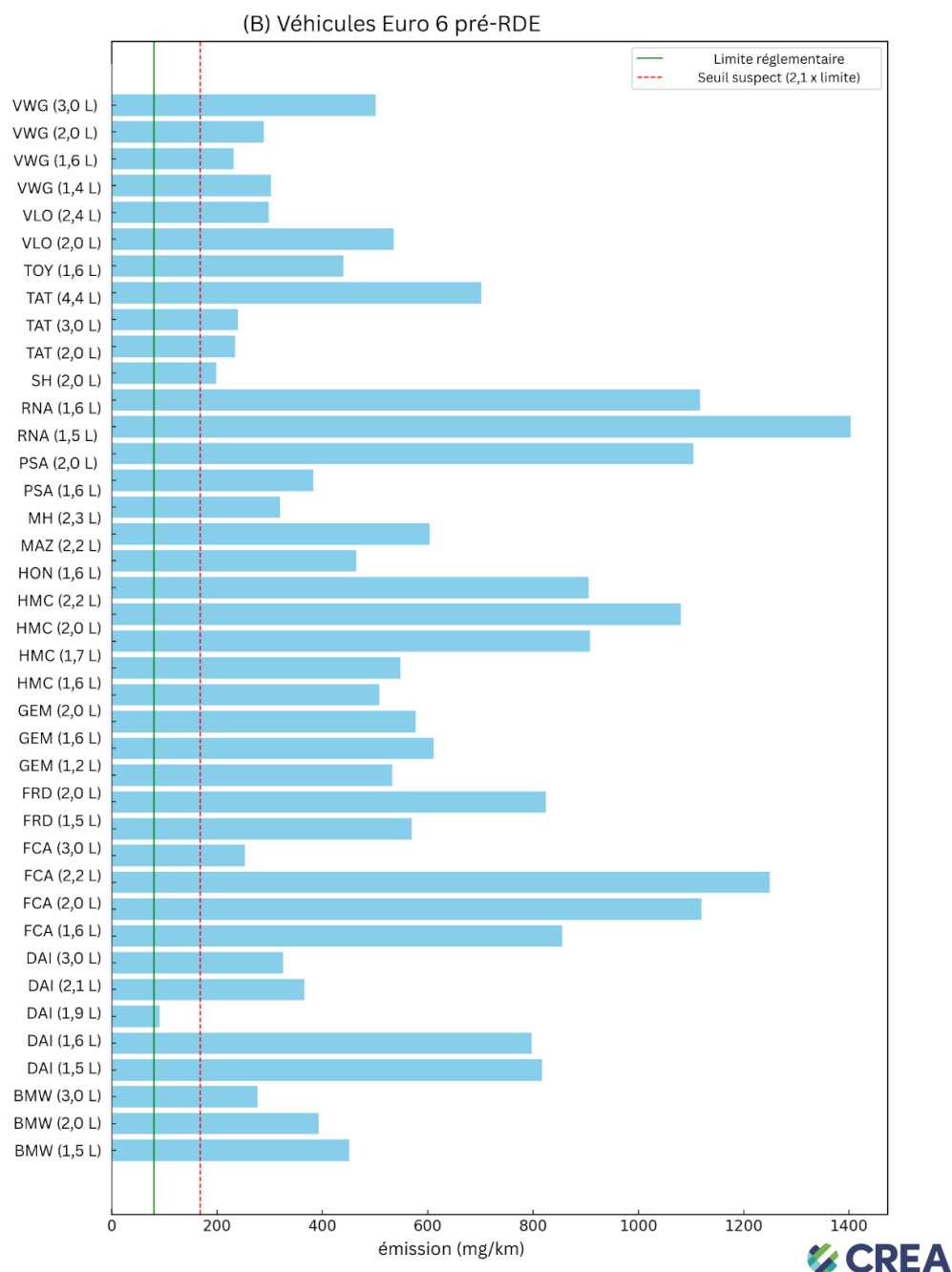
En 2023, l'International Council on Clean Transportation (ICCT) a analysé les tests d'émissions officiels du gouvernement et les données de télédétection indépendantes en situation réelle dans l'UE et au Royaume-Uni par rapport aux seuils développés pour identifier les véhicules présentant des signes de dispositifs d'invalidation potentiellement interdits (Meyer et al., 2023). Selon l'analyse de l'ICCT, les véhicules dont les émissions dépassent leur « seuil suspect » utilisent probablement des dispositifs d'invalidation. Le « seuil suspect » est fixé à 2,1 pour les données de télédétection, ce qui signifie que les véhicules affichant des émissions moyennes réelles au moins 2,1 fois supérieures à la limite réglementaire utilisent probablement des dispositifs d'invalidation interdits.

Les figures 2 et 3 montrent les mesures de NO_x à distance des familles de moteurs diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE en Europe, telles que présentées par l'ICCT (2023), et comparent ces valeurs aux limites d'émission et au seuil suspect de l'ICCT. Toutes les familles de moteurs diesel Euro 5 dans cet ensemble de données dépassent ce seuil et sont donc considérées comme utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits (ICCT, 2023). Un exemple notable est la gamme de moteurs VWG 4,14 L, qui émet 1 750 mg/km de NO_x et représente près de 10 fois la limite légale. Les familles de moteurs diesel Euro 6 dépassent également le seuil suspect, avec des émissions allant de 180 mg/km (TAT 2,0 L) à 1 400 mg/km (RNA 1,6 L). La seule exception à cela est la famille de véhicules DAI 1,94 L.



Source : ICCT (2023)

Figure 2 — Émissions de NO_x des véhicules diesel Euro 5 (regroupées par famille de moteurs) mesurées selon les données de télé-détection (ICCT, 2023) et la manière dont elles se rapportent aux limites et seuils d'émission qui indiquent la présence probable de dispositifs d'invalidation interdits



Source : ICCT (2023)

Figure 3 — Émissions de NO_x des véhicules diesel Euro 6 antérieurs au test RDE (regroupées par famille de moteurs) mesurées selon les données de télédétection (ICCT, 2023) et la manière dont elles sont liées aux limites et seuils d'émissions qui indiquent la présence probable de dispositifs d'invalidation interdits

Résumé du rapport

Ce rapport évalue les impacts sanitaires et économiques des émissions excédentaires d'oxyde d'azote (NO_x) des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE dans l'UE et au Royaume-Uni, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits. Couvrant la période de 2009 à 2040, l'analyse s'appuie sur les données de flotte de véhicules, les mesures d'émissions réelles et les techniques de modélisation avancées pour évaluer l'impact sur la qualité de l'air, la santé publique et l'économie.

L'étude met en évidence le rôle des émissions excédentaires de NO_x dans l'aggravation de la pollution atmosphérique, en particulier par leur contribution à des niveaux élevés de dioxyde d'azote (NO_2) et de particules fines ($\text{PM}_{2,5}$). Elle examine la distribution spatiale de ces polluants, leur persistance à long terme dans l'environnement et leurs effets disproportionnés sur les régions densément peuplées et économiquement vulnérables.

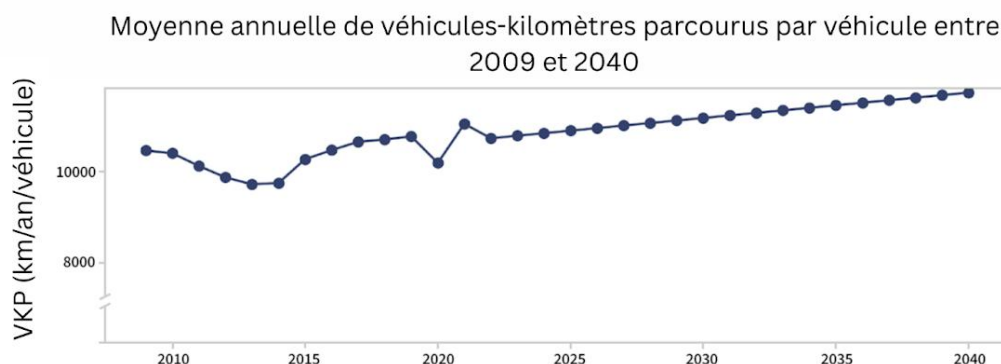
Méthodologie

Dans cette étude, nous calculons les impacts sur la qualité de l'air des véhicules Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE de l'UE et du Royaume-Uni considérés comme utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits, sur la base des dernières données de l'ICCT sur les mesures des véhicules. Ces impacts sont calculés au niveau de l'UE et du Royaume-Uni, ainsi que pour chaque pays, pour toute la période couverte par cette évaluation, de 2009 à 2040, et pour chaque année. Ce calcul est fait à la fois pour les émissions totales réelles et pour les émissions excédentaires qui sont plus de 2,1 fois supérieures à la limite légale. Pour ce faire, nous utilisons les données de flotte de véhicules et d'émissions de l'ICCT pour calculer les émissions de NO_x , un modèle de transport chimique pour simuler les impacts sur les niveaux atmosphériques de NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ et O_3 , ainsi que notre cadre d'évaluation de l'impact sur la santé (HIA). Cette étude couvre la période allant de 2009 à 2040, dans la mesure où 2009 a été la première année de vente pour la plupart des véhicules Euro 5, à 2040, année pour laquelle il est prévu que la plupart des véhicules soient retirés de l'exploitation.

Données

Nous utilisons les données de l'ICCT sur les émissions des véhicules (Figures 2 et 3), ainsi que sur la composition de la flotte de véhicules en circulation (ICCT, n.d.). Pour les véhicules repris par les figures 2 et 3, cet ensemble de données comprend le nombre de véhicules pour chaque famille de véhicules entre 2008 et 2040, en tenant compte du taux de retrait. Cet ensemble de données est ventilé par famille de véhicules et par pays, mais il est présenté par le total de toutes les familles de véhicules, dans tous les pays. Nous incluons toutes les familles de véhicules Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE qui, selon l'analyse des données de télédétection par l'ICCT, utilisent probablement des dispositifs d'invalidation interdits, c.-à-d. y compris toutes les familles de véhicules présentées à la Figure 2, à l'exception du DAI 1,94 L. Cet ensemble de données a été créé en agrégeant les mesures de télédétection prises sur divers sites de l'UE et du Royaume-Uni entre 2011 et 2018. La moyenne des mesures a été calculée par famille de véhicules, ou groupes de véhicules partageant le même type de carburant, groupe de constructeurs, norme d'émission et puissance du moteur. En moyenne, chaque famille de véhicules comptait 480 mesures couvrant un large éventail de conditions de conduite et d'environnement.

La Figure 4 montre l'estimation du nombre de kilomètres parcourus (VKP) entre 2009 et 2040. Cet ensemble de données est tiré du modèle « Global Transportation Roadmap » de l'ICCT sur les transports, réparti par pays et est présenté ici selon la moyenne dans tous les pays. Nous projetons le VKP pour les années à venir en extrapolant de manière linéaire.



Source : ICCT (2023)

Figure 4 — Moyenne annuelle des véhicules-kilomètres parcourus (VKP) par véhicule dans l'UE et au Royaume-Uni.

Émissions polluantes

Nous calculons les émissions de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6, antérieurs au test RDE dans l'UE et au Royaume-Uni, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits selon l'analyse par l'ICCT des données de télédétection, de 2009 à 2040, et pour chaque famille de véhicules. Les données utilisées pour ce calcul comprennent les facteurs de conformité mesurés pour chaque famille de véhicules selon l'analyse des données de télédétection de l'ICCT (Figures 2 et 3), ainsi que le nombre de véhicules, et le VKP (Figure 4).

Tout d'abord, les émissions réelles (RWE) sont calculées pour estimer les émissions totales de NO_x produites par les véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits dans des conditions de conduite réelles :

$$RWE = N \times EL \times VKP \times CF_{Obs}$$

Lorsque N est le nombre de véhicules ; EL est la limite d'émission, qui est de 180 mg/km pour la norme Euro 5 et de 80 mg/km pour la norme Euro 6 ; VKP est la moyenne des véhicules-kilomètres parcourus par véhicule (figure 4) ; et CF_{Obs} est le facteur de conformité observé, qui reflète la mesure dans laquelle les émissions en condition réelle s'écartent des limites légales.

Ce calcul est effectué pour chaque famille de véhicules, puis additionné pour modéliser les émissions réelles par année et par pays. Cela fournit une estimation des émissions produites par les véhicules fonctionnant dans des conditions normales et quotidiennes.

Deuxièmement, nous calculons les émissions excédentaires (EE), en identifiant les émissions qui dépassent un seuil de 2,1 fois la limite légale, comme suggéré par l'International Council on Clean Transportation (ICCT) :

$$EE = N \times EL \times VKP \times (CF_{Obs} - CF_{Threshold})$$

$CF_{Threshold}$ est le facteur de seuil de conformité défini à 2,1.

Les constructeurs automobiles sont tenus de s'assurer que les émissions sont effectivement limitées pendant toute la durée de vie normale des véhicules dans des conditions normales d'utilisation (Parlement européen, 2007). Cette obligation concerne les véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, couverts dans cette étude. De nombreuses études antérieures définissent donc les émissions excédentaires comme toutes les émissions qui dépassent la limite d'émission (180 mg/km pour l'Euro 5 et 80 mg/km pour l'Euro 6). Considérant toutefois que notre étude est basée sur les émissions réelles mesurées par télédétection, la méthode de calcul des émissions excédentaires tient compte du fait que, lors de l'introduction initiale des tests RDE pour les modèles de véhicules Euro 6d-TEMP, un facteur de conformité temporaire de 2,1 a été inclus (Commission européenne, 2016). Bien qu'il y ait eu des différends sur la justification technique d'une telle marge de tolérance dans les tests RDE (Tribunal de l'Union européenne, 2018), notre étude a choisi d'adopter une approche conservatrice et de calculer les émissions excédentaires en partant du principe que seules les familles de véhicules dont les moyennes de mesure par télédétection sont supérieures au seuil de 2,1 sont considérées comme élevées de manière suspecte et probablement liées à l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits (Meyer et al., 2023). Il convient de souligner qu'il s'agit d'une méthodologie prudente pour évaluer les impacts sur la qualité de l'air (et la santé) des émissions excédentaires.

Le Tableau 1 présente les émissions totales cumulées de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE dans l'UE et au Royaume-Uni suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation illégaux de 2009 à 2040. Nous constatons que les émissions de NO_x réelles sont estimées à environ 6 433 kilotonnes, dont 4 047 kilotonnes, soit près de 63 %, sont des émissions excédentaires supérieures au seuil suspect.

Tableau 1 — Émissions de NO_x (basées sur les calculs du CREA)

Type d'émission	Période	Émissions de NO_x (kilotonnes)
En situation réelle	2009 à 2040	6 433
Excédent	2009 à 2040	4 047

Les émissions de NO_x estimées pour cette évaluation de l'impact sur la santé sont à peu près en cohérence avec les études précédentes. Par exemple, dans la présente étude, qui ne

porte que sur les normes Euro 5 et Euro 6 antérieures au test RDE et qui estime de manière prudente que les émissions excédentaires sont celles qui dépassent de plus de 2,1 fois la limite d'émission, nous constatons que les émissions excédentaires dépassant la limite d'émission sont d'environ 300 kilotonnes par an. À titre de comparaison, Anenberg et al. (2017) prend en compte tous les véhicules conformes à la norme Euro et considère les émissions excédentaires comme toutes les émissions supérieures à la limite d'émission, estime à 750 kilotonnes le taux d'émission de NO_x des véhicules légers de l'UE en 2015.

Pour chaque année et chaque pays, nous cartographions les émissions de NO_x sur un réseau régulier avec une résolution horizontale de 0,1 degré, soit environ 7 km. Pour chaque pays, les émissions de NO_x sont projetées sur un réseau à l'aide d'un ensemble de données quadrillées existant sur les émissions de NO_x de transport provenant du Programme européen de surveillance et d'évaluation (European Monitoring and Evaluation Programme, EMEAP). Nous générons ces cartes des émissions réelles de NO_x et des émissions excédentaires de NO_x , et nous les utilisons à l'étape suivante pour estimer les concentrations de polluants dans l'atmosphère. La Figure 5 illustre ce phénomène en montrant les émissions excédentaires de NO_x pour l'année 2019, le rouge le plus foncé indiquant les émissions de NO_x les plus élevées.

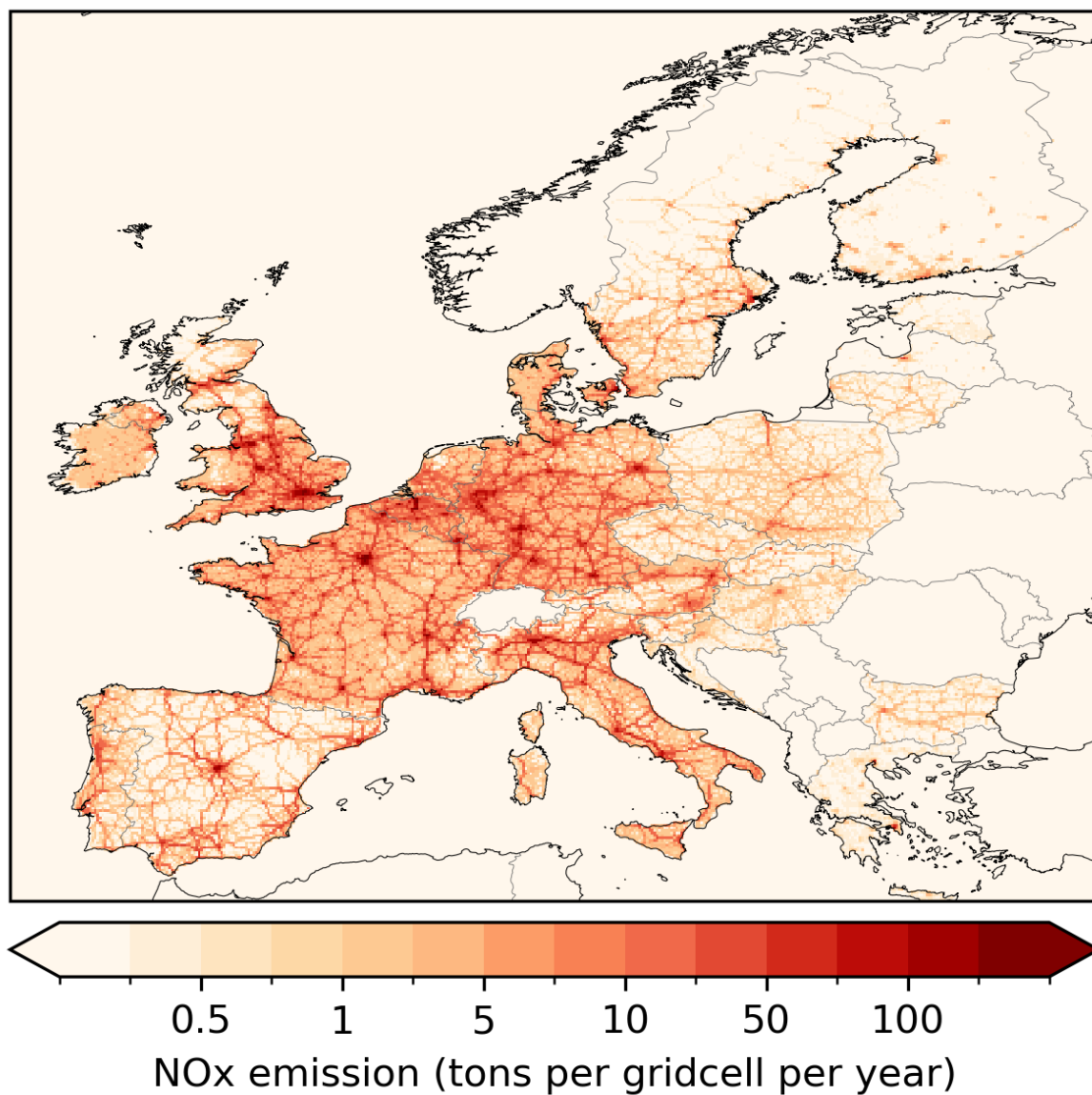


Figure 5 — Émissions annuelles excédentaires de NO_x – 2019

Modèle de transport chimique EMEP

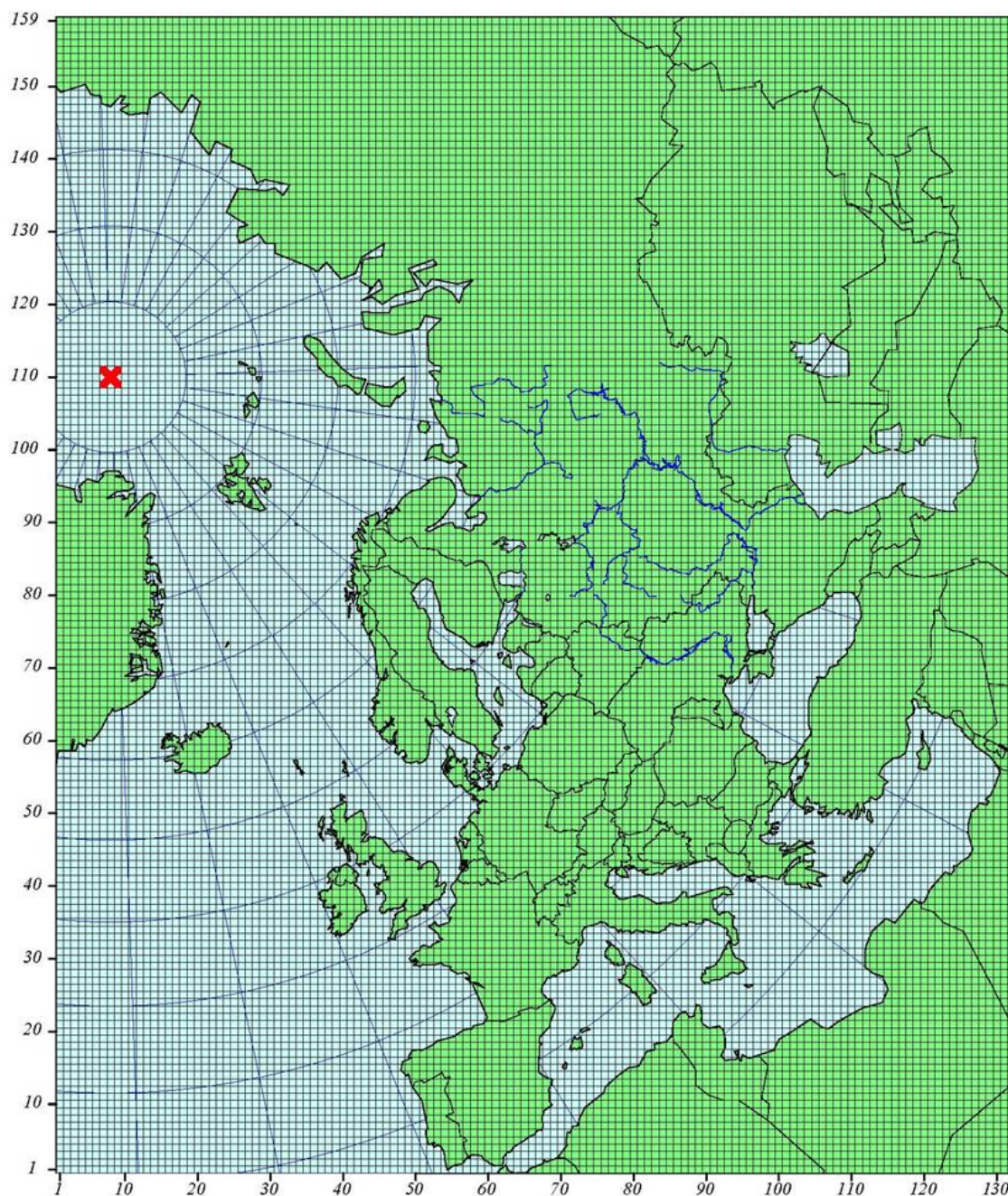
Nous simulons les effets qu'ont les émissions de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits, sur les polluants atmosphériques (NO₂, PM_{2,5} et O₃). Ces effets ont été simulés grâce aux émissions de NO_x estimées à 6 433 kilotonnes pour les émissions réelles et à 4 047 kilotonnes pour les émissions excédentaires, combinées au modèle de transport chimique du Programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP). Ce modèle est largement utilisé dans la recherche scientifique. L'analyse porte sur les émissions anthropiques et naturelles, notamment les particules (PM), les oxydants photochimiques, les métaux lourds et les polluants atmosphériques acidifiants, dont les données proviennent du Centre for Emission Inventories and Projections (CEIP) (CEIP, 2012). Les conditions météorologiques, telles que la température, les précipitations et la pression atmosphérique sont intégrées à partir du Chemical Co-ordinating Centre of EMEP, et le modèle applique la chimie du soufre et de l'azote à la photochimie. Nous utilisons le domaine EMEP élargi avec une résolution de grille de 50 km x 50 km (132 colonnes par 159 lignes). La simulation de base inclut toutes les émissions anthropiques et naturelles pour l'année 2019, car celle-ci est récente et n'est pas encore affectée par les impacts de la crise de la COVID. Ces inventaires d'émissions ont permis de calculer les émissions anthropiques, y compris celles provenant des transports, à l'aide de facteurs d'activité et d'émission.

Nous utilisons le modèle EMEP pour calculer les conséquences des émissions de NO_x réelles et excédentaires au niveau du pays sur celles de NO₂, PM_{2,5} et O₃ entre 2009 à 2040. Pour ce faire, nous calculons cette relation de cause à effet pour une année nominale connue (2019) pour des émissions réelles, puis nous extrapolons les résultats dans le temps et aux émissions excédentaires.

Nous avons effectué 17 simulations, dont l'une représente le scénario de référence qui correspond aux émissions anthropiques et naturelles de l'EMEP pour l'année 2019. Dans les 16 simulations restantes, nous ajoutons les émissions de NO_x excédentaires des véhicules diesel Euro 5 et 6 avant la RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits pour l'année 2019. Une simulation est effectuée par pays ou groupe de pays, incluant l'Autriche, la Suède, l'Espagne, le Portugal, les Pays-Bas, le Luxembourg, l'Irlande, l'Allemagne, la Grèce, la France, la Finlande, le Danemark, le Royaume-Uni, la Belgique, l'Italie et les 12 autres pays de l'UE regroupés. Ainsi, nous pouvons saisir les différences de concentrations de polluants entre le scénario de base et les scénarios spécifiques à chaque

pays. Cette différence représente la part de la pollution atmosphérique attribuable aux émissions excédentaires de NO_x par pays.

Les résultats obtenus pour la concentration de polluants pour 2019 sont pondérés par le total des émissions réelles de Nox, ou de Nox excédentaire, afin d'estimer les résultats pour chaque année et chaque pays. Cette méthodologie suppose une relation majoritairement linéaire entre les taux différents d'émissions et les concentrations de polluants, ce qui nous permet de modéliser et d'attribuer les impacts sur la qualité de l'air avec une précision raisonnable. Par conséquent, cette méthodologie nous permet de calculer les impacts des émissions de NO_x de ces véhicules, tant pour les émissions réelles que pour les émissions excédentaires, pour chaque année (2009 à 2040) et pour chaque pays.



Source : Programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP)

Figure 6 — Domaine EMEP avec extension à l'Europe de l'Est, au Caucase et à l'Asie centrale (EECCA)

Remarque : La carte se compose de 132 x 159 cases avec une résolution de 50 x 50 km² (CCC, 2024).

Évaluation des impacts sur la santé et l'économie

Nous calculons les impacts économiques et sanitaires pour chaque type d'émission (émissions réelles, émissions excédentaires), chaque pays ou groupe de pays, et chaque année (entre 2009 et 2040).

Le CREA a développé un cadre détaillé d'évaluation de l'impact sur la santé (Health Impact Assessment, HIA) applicable à l'échelle mondiale, fondé sur les données scientifiques les plus récentes (Myllyvirta, 2020). Ce cadre comprend un ensemble aussi complet que possible de résultats en matière de santé, sans chevauchements de données manifestes. Les résultats de santé couverts par ce cadre ont été identifiés dans la littérature académique évaluée par les pairs à partir d'études sur les méta-analyses couvrant plusieurs populations différentes, et pour lesquels des données d'incidence sont disponibles au niveau national à partir d'ensembles de données globales.

Pour chaque estimation, nous utilisons une relation concentration-réponse déjà utilisée dans la littérature académique examinée par des pairs pour quantifier les nuisances sanitaires dues à la pollution atmosphérique au niveau mondial. Cela indique que les données sont suffisamment fiables pour être appliquées à différentes zones géographiques et à différents niveaux d'exposition. Nous estimons le nombre de cas pour chaque estimation en suivant un calcul épidémiologique standard :

$$\Delta cases = Pop \times \sum_{age} \left[Frac_{age} \times Incidence_{age} \times \left(\frac{RR_{c,age}}{RR_{base,age}} - 1 \right) \right],$$

Où :

Pop est la population totale dans la case géographique ;

age est le groupe d'âge spécifique pour lequel les études épidémiologiques ont établi un risque pour la santé ;

$Frac_{age}$ est la fraction de la population appartenant à un groupe d'âge spécifique ;

$Incidence_{age}$ est, pour une population donnée, le taux de base de la fréquence d'un événement clinique ou d'un état pathologique survenant à un âge donné ;

c désigne la concentration de polluant obtenue à partir du niveau de référence et combinée à celle des véhicules, c_{base} désignant la concentration de référence ou la concentration ambiante actuelle ; et,

$RR_{c, age}$ est la fonction qui donne le rapport de risque de l'effet sanitaire pour une concentration donnée pour un groupe d'âge donné comparé à un air pur.

Dans le cas d'une fonction concentration-réponse log-linéaire, non spécifique à l'âge, la fonction RR devient :

$$RR(c) = RR_0 \exp\left(\frac{c - c_0}{\Delta c} \ln RR_0\right) \text{ quand } c > c_0, 1 \text{ sinon}$$

Où :

RR_0 est le rapport de risque trouvé à l'issue d'une recherche épidémiologique ;

Δc_0 est le changement de concentration auquel RR_0 fait référence ; et,

c_0 est la concentration seuil supposée sans danger - en général, la concentration la plus faible trouvée dans les données de l'étude.

Nous utilisons les données de population au niveau national pour l'année 2019 issues des résultats de la morbidité mondiale pour 2019 (Murray et al., 2020), auxquels nous accédons à partir de l'Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME, 2020). Nous cartographions ces données sur une grille en utilisant le Gridded Population of the World v4 du Center for International Earth Science Information Network (CIESIN, 2018). Nous l'échelonnons sur différentes années en tenant compte des changements de population et des taux de mortalité de l'ensemble de données du World Population Prospect de l'ONU (Perspectives de la population mondiale - ONU, 2019).

Le Tableau 2 présente les résultats de santé inclus dans cette étude et les valeurs de risque relatif utilisées pour chacune d'entre elles. Les décès prématurés chez l'adulte ont été estimés à l'aide des fonctions de risque développées par Burnett et al. (2018), telles

qu'appliquées par Lelieveld et al. (2019). Les décès prématurés de jeunes enfants de moins de cinq ans dus à des infections des voies respiratoires inférieures liées à la pollution par PM_{2,5} ont été évalués à l'aide de la fonction de risque de la morbidité mondiale pour les maladies des voies respiratoires inférieures (IHME, 2020). Pour tous les résultats relatifs à la mortalité, les fonctions concentration-réponse spécifiques aux causes sont tirées des estimations de la morbidité mondiale pour 2019 (IHME, 2020).

La modélisation de l'impact sanitaire estime les effets de l'exposition aux polluants pendant l'année de l'étude. Certains effets sur la santé sont immédiats, comme une aggravation des symptômes de l'asthme et des journées de travail perdues, tandis que d'autres effets chroniques peuvent avoir un temps de latence de plusieurs années. Les relations concentration-réponse concernant les visites aux urgences pour cause d'asthme et les absences au travail sont basées sur des études ayant évalué les fluctuations journalières des concentrations de polluants et les effets sur la santé ; ces relations ont été appliquées aux variations des concentrations moyennes annuelles.

Tableau 2 — Paramètres et données d'entrée utilisés pour estimer les impacts sur la santé

Indicateurs de santé	Groupe d'âge	Polluant	Risque relatif			Incidence
			Valeur	Seuil	Référence	
Nouveaux cas d'asthme	1 à 18	NO ₂	1,26 (1,10 - 1,37) par 10 ppb	2 ppb	Khreis et al. (2017)	Achakulwisut et al. (2019)
Personnes souffrant d'asthme	1 à 18	NO ₂	1,26 (1,10 - 1,37) par 10 ppb	2 ppb	Khreis et al. (2017)	Achakulwisut et al. (2019)
Visites aux urgences pour cas d'asthme	0 à 17	PM _{2,5}	1,025 (1,013 à 1,037) par 10 µg/m ³	6 µg/m ³	Zheng et al. (2015)	Anenberg et al. (2018)
Visites aux urgences pour cas d'asthme	18 à 99	PM _{2,5}	1,023 (1,015 à 1,031) par 10 µg/m ³	6 µg/m ³	Zheng et al. (2015)	Anenberg et al. (2018)

Naissance prématurée	Nourrissons	PM _{2,5}	1,15 (1,07 - 1,16) par 10 µg/m ³	8,8 µg/m ³	Sapkota et al. (2012)	Chawanpaiboon et al. (2018)
Absence au travail	20 à 65	PM _{2,5}	1,046 (1,039 à 1,053) par 10 µg/m ³	0.0	OMS (2013).	EEE (2014)
Décès prématurés	0 à 4	PM _{2,5}	IHME (2020)	5,8 µg/m ³	IHME (2020)	IHME (2020)
Décès prématurés	25 à 99	PM _{2,5}	Burnett et al. (2018)	2,4 µg/m ³	Burnett et al. (2018)	IHME (2020)
Années vécues en situation d'incapacité	25 à 99	PM _{2,5}	IHME (2020)	2,4 µg/m ³	Burnett et al. (2018)	IHME (2020)
Décès prématurés	25 à 99	NO ₂	1,02 (1,01 - 1,04) par 10 µg/m ³	4,5 µg/m ³	Huangfu & Atkinson (2020) ; NRT de Stieb et al. (2021)	IHME (2020)
Décès prématurés	25 à 99	O ₃	1,12 (1,08 à 1,16) par 10 ppb	35 ppb	Turner et al. (2016)	IHME (2020)

Remarque : Les valeurs numériques dans la colonne « Valeur » font référence au rapport de cotes (RC) correspondant à l'augmentation des concentrations indiquée dans la colonne « changement de concentration ». Les références bibliographiques indiquent l'utilisation d'une fonction concentration-réponse non linéaire. Le seuil d'absence de préjudice fait référence à une concentration en dessous de laquelle l'impact sur la santé n'est pas quantifié, généralement parce que les études sur lesquelles la fonction est basée n'incluaient pas les personnes ayant des niveaux d'exposition inférieurs. Les données sur les relations concentration-réponse n'existent pas pour toutes les zones géographiques, de sorte qu'un modèle de risque global est appliqué à toutes les villes. Les données d'incidence ne sont généralement pas disponibles au niveau de la ville, de sorte que les moyennes nationales doivent être appliquées. Les décès dus aux PM_{2,5} chez les 25-99 ans résultent de maladies non transmissibles, réparties par cause, et d'infections des voies respiratoires inférieures. Les décès dus aux PM_{2,5} chez les personnes âgées de 0 à 4 ans résultent des infections des voies respiratoires inférieures. Les années vécues en situation d'incapacité liées aux PM_{2,5} sont ventilées par diabète, accident vasculaire cérébral et maladie respiratoire chronique.

Cette étude calcule les coûts économiques des impacts sanitaires résultant de la pollution atmosphérique, selon une méthodologie similaire à Myllyvirta (2020). L'analyse prend en compte les maladies respiratoires et cardiovasculaires, y compris leurs complications, qui réduisent considérablement la qualité de vie, réduisent la productivité économique et

augmentent les coûts des soins de santé. Les impacts sur la santé avec leurs évaluations sont résumés dans le Tableau 3.

Tableau 3 — Coûts de l'impact sur la santé inclus dans cette étude et leur évaluation économique

Indicateurs de santé	Évaluation à la moyenne mondiale du PIB/RNB par habitant (USD int. 2017)	Référence
Absence au travail (jours de congé maladie)	85 par jour	EEE (2014)
Nombre d'enfants souffrant d'asthme dû à une exposition à la pollution (prévalence accrue)	1 077 par cas	Brandt et al. (2012)
Décès prématurés (adultes)	2 637 000 par décès	Viscusi et Masterman (2017)
Décès prématurés des enfants de moins de 5 ans	5 273 000 par décès	OCDE (2012)
Naissances prématurées	232 par naissance	Trasande et al. (2016)
Années vécues en situation d'incapacité	107 700 par année vécue en situation d'incapacité	Birchby (2019)

Remarque : Les décès de jeunes enfants (moins de 5 ans) sont évalués deux fois plus que les décès d'adultes, conformément aux recommandations de l'OCDE (2012).

L'évaluation des décès prématurés adultes (Viscusi et Masterman, 2017) est basée sur les données du marché du travail, et nous la multiplions par deux pour y inclure les enfants, suivant les recommandations de l'OCDE (2012). Le coût économique de l'incapacité est évalué à l'aide des données sur l'incapacité issues du Département britannique de l'environnement, de l'alimentation et des affaires rurales (Birchby et al., 2019). Les « pondérations de l'incapacité » calculées par morbidité mondiale (CMM) permettent de comparer les coûts économiques de différentes maladies. Les incapacités considérées comprennent le diabète, la bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO) et l'AVC.

Les études originales référencées dans le Tableau 3 sont basées sur différents pays, périodes et devises. Pour garantir la comparabilité, toutes les valorisations sont converties en devises locales actuelles en fonction des différences de PIB par habitant. Les évaluations futures sont ajustées en utilisant un taux d'actualisation annuel de 3 % pour refléter la valeur temporelle de l'argent et sont en outre ajustées en fonction des variations prévues du PIB. Cette approche garantit que les coûts économiques futurs sont exprimés en termes de valeur monétaire approximativement contemporaine à ce rapport (2024), permettant une comparaison cohérente dans le temps.

En raison des arrondis qui ont été effectués, les valeurs individuelles peuvent ne pas correspondre exactement aux totaux indiqués. Tous les calculs ont été effectués à partir de chiffres non arrondis, l'arrondi n'ayant été appliqué qu'à l'étape finale pour des raisons de clarté.

Résultats

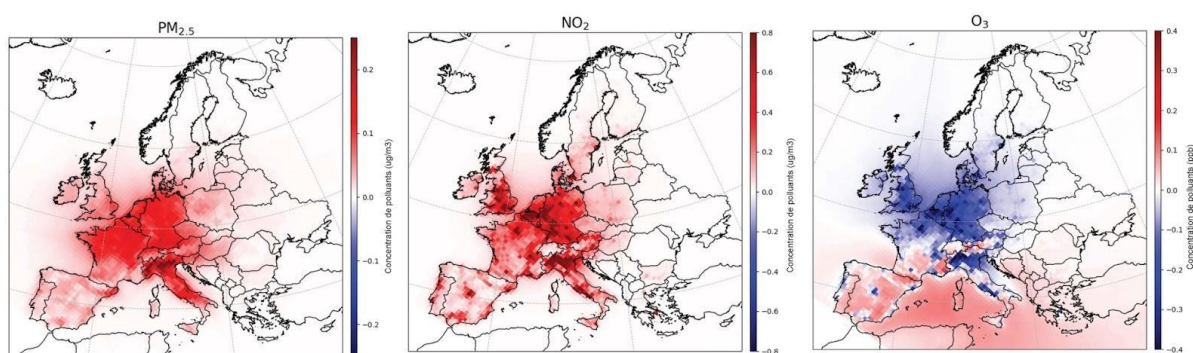
Impact des émissions de NO_x sur la qualité de l'air

La Figure 7 montre les impacts des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidité interdits en 2019 sur les concentrations moyennes annuelles de NO₂, PM_{2,5} et O₃. Ces émissions de NO_x contribuent directement à la formation de NO₂, augmentant les concentrations jusqu'à 0,8 µg/m³. Les lignes directrices de l'OMS de 2021 en matière de qualité de l'air recommandent une moyenne annuelle de 10 µg/m³ pour le NO₂ (OMS, 2021), de sorte qu'une augmentation de 0,8 µg/m³ représente 8 % de la limite recommandée. De même, le NO₂ favorise la formation de PM_{2,5}, avec des concentrations augmentant jusqu'à 0,2 µg/m³, ce qui correspond à 4 % des lignes directrices de 2021 de l'OMS pour les niveaux moyens annuels de PM_{2,5} de 5 µg/m³. Bien que ces augmentations puissent sembler faibles par rapport aux valeurs recommandées, il est important de noter que les lignes directrices de 2021 de l'OMS font référence aux concentrations totales de toutes les sources, tandis que les chiffres ici représentent la contribution d'une source unique : les émissions excédentaires des véhicules diesel suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits. Cela ne signifie pas que ces émissions se situent à un niveau « sûr », mais plutôt qu'elles ajoutent une charge importante aux niveaux globaux de pollution, qui proviennent de sources multiples.

Les niveaux élevés de NO_x influencent ceux d' O_3 en fonction de l'environnement, notamment les conditions météorologiques et l'environnement chimique. Dans les zones présentant des niveaux élevés de NO_x , l'augmentation des émissions de NO_x peut réduire les niveaux d'ozone grâce à un processus appelé titration de NO_x (Jhun et al., 2016). Cela se produit lorsque le NO réagit avec l'ozone, en le décomposant.

En Espagne et au Portugal, les concentrations d' O_3 augmentent jusqu'à $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour le reste de l'UE et du Royaume-Uni, les concentrations d' O_3 diminuent jusqu'à $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dans l'ensemble, les pays dont les concentrations en NO_2 et $\text{PM}_{2,5}$ augmentent le plus correspondent aux pays dont les émissions de NO_x sont les plus élevées. Ce phénomène d'émissions de NO_x conduisant à des réductions d' O_3 est bien établi dans la littérature scientifique. Par exemple, Choissier et al. (2017) ont également constaté que les émissions de NO_x des véhicules diesel Volkswagen en Allemagne conduisaient à une augmentation des $\text{PM}_{2,5}$, mais aussi à une diminution de l' O_3 .

Bien que les changements de niveau de pollution puissent sembler modestes dans cet instantané de 2019, il est crucial de noter que les augmentations des concentrations de polluants se produisent sur toute la période de 2009 à 2040. De plus, ces changements dans les niveaux de pollution, lorsqu'ils sont répartis dans de grandes régions densément peuplées, peuvent avoir des impacts substantiels sur la qualité de l'air et la santé publique, affectant des millions de personnes à travers l'UE et au Royaume-Uni.



Source : Analyse du CREA

Figure 7 — Impact des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits en 2019, sur les concentrations moyennes annuelles de $\text{PM}_{2,5}$, NO_2 et O_3

Impacts sanitaires et économiques à long terme

Le Tableau 4 présente les impacts sur la santé humaine et l'économie des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040. Les plages reflètent l'intervalle de confiance supérieur et inférieur à 95 % des fonctions dose-réponse du polluant considéré (Tableau 4).

Tableau 4 – Impact des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, sur la santé humaine et l'économie

Résultat	Cause	Polluant	Central (faible-élevé)
Nombre de décès prématurés			
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	205 000 (123 000 à 356 000)*
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	131 000 (65 000 à 265 000)
		PM _{2,5}	76 000 (60 000 à 94 000)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	-2 400 (-1 300 - -3 600)
Nombre de cas de morbidité infantile			
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	8 000 (2 000 à 13 000)
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	12 000 (6 000 à 13 000)
Nouveaux cas d'asthme chez l'enfant	Asthme	NO ₂	152 000 (33 000 à 346 000)
Nombre de jours de congé maladie			

Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	24 000 000 (20 000 000 à 27 000 000)
Années vécues en situation d'incapacité			
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	19 000 (6 000 à 39 000)
Diabète	Diabète		69 000 (15 000 à 147 000)
Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)	Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)		42 000 (15 000 à 80 000)
Coût en 2024 EUR (t n)			
Coût économique total	Tous	Tous	1,20 (0,72 à 2,07)

*La valeur du nombre total de décès prématurés « toutes causes confondues » est calculée à partir de la somme des valeurs non arrondies pour les polluants individuels, et présentée ici comme arrondie aux 1 000 plus proches.

Les variations des PM_{2,5}, NO₂ et O₃ (voir également la Figure 6) dues aux émissions excédentaires de NO_x affectent chacune, indépendamment les unes des autres, la mortalité humaine. Dans l'ensemble, les variations de ces taux de polluants entraînent 205 000 (123 000 à 356 000) décès prématurés. L'exposition aux PM_{2,5} augmente les décès prématurés de 76 000 (60 000 à 94 000) et les décès prématurés dus au NO₂ de 131 000 (65 000 à 265 000). Ces décès prématurés surviennent en raison de différentes maladies cardiovasculaires et respiratoires, telles que la bronchopneumopathie chronique obstructive (BPCO), l'AVC, les maladies cardiaques et le diabète.

Pour l'O₃, les augmentations et diminutions régionales des niveaux de polluants (Figure 7) entraînent une réduction nette globale de 2 400 (-1 300 à -3 600) décès prématurés. Cela reflète la nature complexe des concentrations d'O₃, qui peuvent augmenter ou diminuer en raison de la titration du NO_x. Pour les écarts régionaux, voir la Figure 7.

Bien qu'il existe des impacts positifs sur la santé dus à des concentrations d'O₃ plus faibles, ils sont considérablement compensés par les décès causés par le NO₂ et les PM_{2,5}, et il en

résulte que l'effet net est négatif. Par exemple, chaque vie sauvée par la diminution des concentrations d'O₃ s'accompagne de 55 décès prématurés dus au NO₂ et 32 dus aux PM_{2,5}.

La pollution de l'air endommage gravement le système respiratoire et les poumons des jeunes enfants en particulier. Par conséquent, les émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040 entraînent environ 152 000 (33 000 à 346 000) nouveaux cas d'asthme chez les enfants au cours de cette même période. Les femmes enceintes sont particulièrement sensibles aux effets négatifs de la pollution en raison des conséquences de la pollution atmosphérique sur le système reproducteur et les fœtus. Pour cette raison, ces émissions excédentaires entraîneraient environ 12 000 (6 000 à 13 000) naissances prématurées et 8 000 (2 000 à 13 000) naissances présentant un faible poids. En raison de l'impact important sur la santé publique, l'excès d'émissions de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, entraîne environ 24 (20 à 27) millions de jours d'absence au travail.

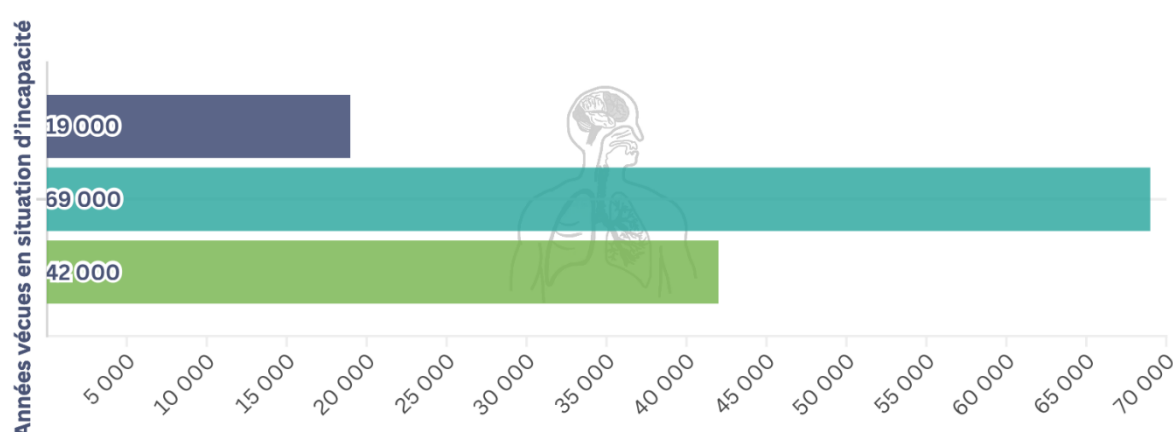
La pollution atmosphérique contribue de manière significative aux maladies chroniques et aux incapacités. Ici, nous quantifions les impacts sur les incapacités en calculant les années vécues en situation d'incapacité (Years lost due to disability, YLD), qui est une mesure utilisée en santé publique pour quantifier le fardeau que représentent les maladies non mortelles. Il représente le nombre d'années pendant lesquelles les personnes vivent avec une maladie ou une affection. Les YLD sont calculées en multipliant le nombre de personnes affectées par une maladie par la durée moyenne. Nous estimons que les émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, conduisent à 19 000 (6 000 à 39 000) années vécues en situation d'incapacité dues à un accident vasculaire cérébral, 69 000 (15 000 à 147 000) années vécues avec un diabète et 42 000 (15 000 à 80 000) années vécues avec une BPCO (Figure 8).

Comme le Tableau 4, le Tableau A1 de l'Annexe présente les impacts sur la santé par type et les coûts économiques associés aux émissions totales réelles. Cependant, ce rapport se concentre sur les émissions excédentaires.

Années vécues en situation d'incapacité

En raison des émissions excédentaires des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation illégaux entre 2009–2040.

■ Accidents vasculaires cérébraux ■ Diabète ■ Maladie pulmonaire obstructive chronique



Source: CREA



Figure 8 — Années vécues en situation d'incapacité

La charge économique résultant des impacts sanitaires des émissions excédentaires de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits dans l'UE et au Royaume-Uni entre 2009 et 2040, s'élève à 1,20 mille milliards d'euros (0,72 à 2,07). Les décès, suivis des absences au travail, sont les principaux facteurs de ce fardeau économique. Agir sur les émissions excédentaires de ces véhicules profiterait non seulement à la santé publique, mais pourrait également atténuer considérablement ces pressions économiques.

Impacts passés et futurs

Dans la section précédente, nous avons examiné les effets cumulés des émissions excédentaires de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE entre 2009 et 2040. La présente section décompose ces impacts au fil du temps, en faisant la distinction entre les dommages passés qui se sont déjà produits et les conséquences futures qui sont

encore en cours. En analysant cette chronologie, nous pouvons distinguer l'ampleur du préjudice déjà infligé et la charge supplémentaire attendue dans les années à venir, ce qui souligne l'importance de mener des actions correctives pour minimiser ces impacts.

La Figure 9 montre la tendance des décès prématurés cumulés causés par les émissions de NO₂ et des PM_{2,5} provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits. L'évolution annuelle du nombre cumulé de décès prématurés reflète les changements du nombre de véhicules et des kilomètres-véhicules parcourus (Figure 4). Le nombre cumulé de décès prématurés augmente progressivement au fil du temps, bien que, dans l'ensemble, les impacts cumulés montrent un aplanissement progressif, car la flotte actuelle est progressivement remplacée par des véhicules plus récents. Cependant, il est clair que ces véhicules continueront à peser sur la société pour les décennies à venir.

Total annuel cumulé des décès prématurés par polluant

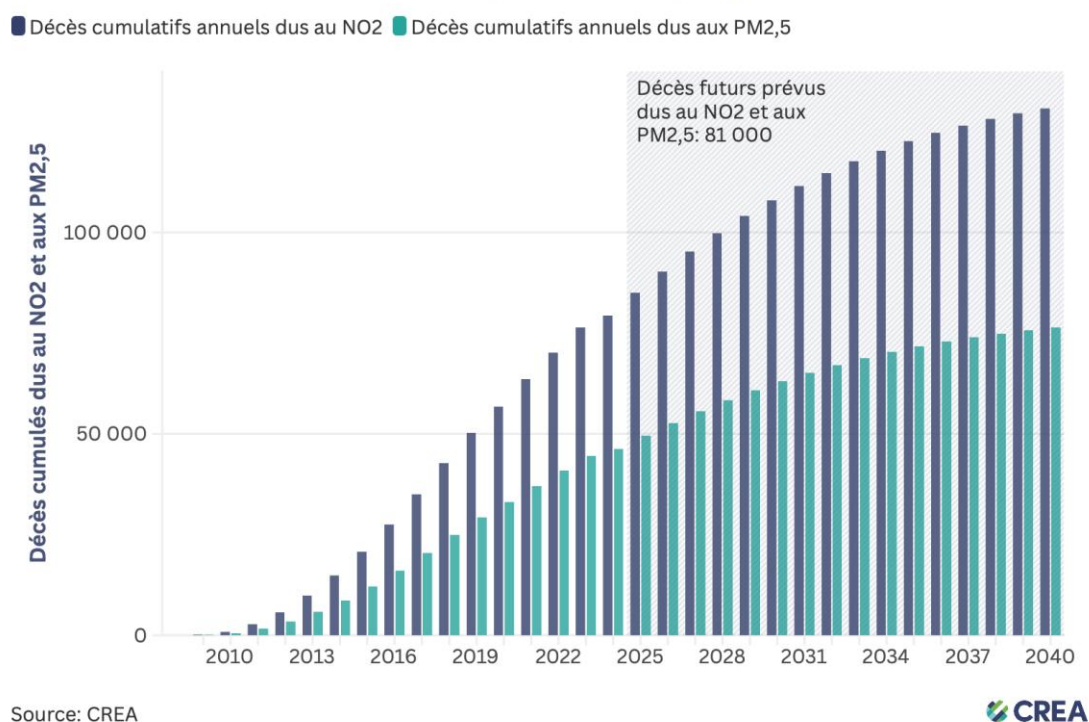


Figure 9 — Total annuel cumulé des décès prématurés par polluant

Le Tableau 5 présente les impacts sanitaires et économiques des émissions de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE dans l'UE et au Royaume-Uni qui sont suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, ventilés par périodes (passé et à venir). Les données représentant les décès estimés sont représentées en Figure 10. Jusqu'à présent, les émissions excédentaires de NO_x ont causé des dommages importants, atteignant 124 000 (75 000 à 216 000) décès prématurés dus aux trois polluants, de 2009 à 2024, avec 79 000 (39 000 à 161 000) dus au NO₂ et 46 000 (36 000 à 57 000) dus aux PM_{2,5}. En termes économiques, ces émissions ont déjà entraîné des dommages totalisant 760 (460 à 1 320) milliards EUR. Ces chiffres soulignent les graves conséquences qui se sont déjà produites à cause de véhicules diesel non conformes.

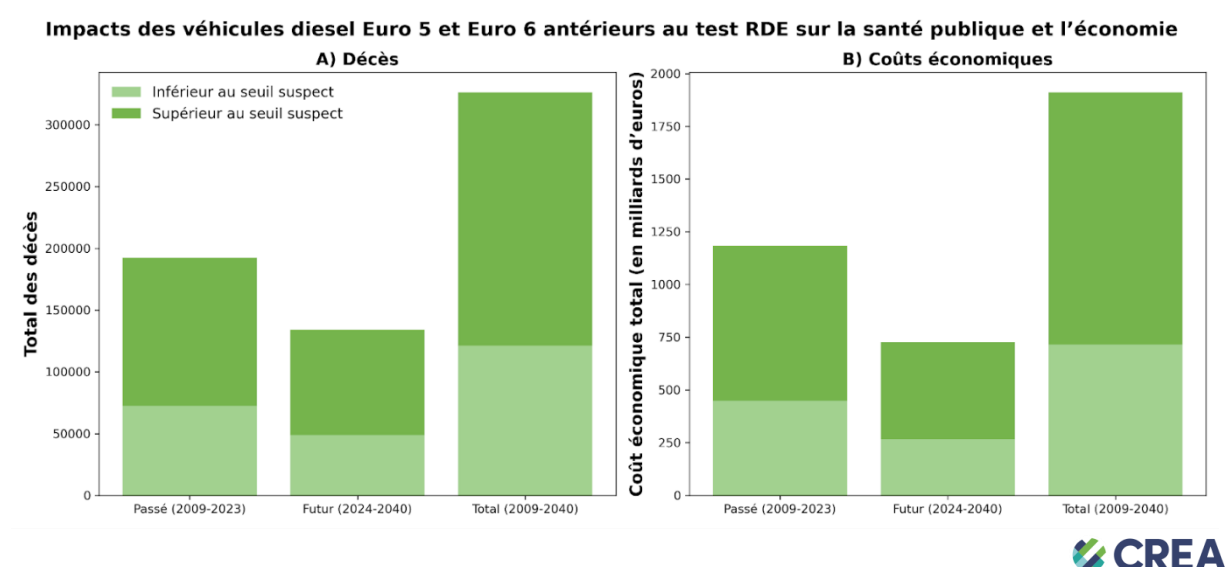
Tableau 5 – Impact des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, sur la santé humaine et l'économie dans l'UE et au Royaume-Uni, répartis par impacts passés cumulés (2009-2024) et impacts futurs cumulés (2025-2040)

Résultat	Cause	Polluant	Passé (2009 à 2024)	À venir (2025 à 2040)
Nombre de décès prématurés				
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	124 000 (75 000 à 216 000)	81 000 (48 000 à 140 000)
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	79 000 (39 000 à 161 000)	51 000 (25 000 à 104 000)
		PM _{2,5}	46 000 (36 000 à 57 000)	30 000 (24 000 à 37 000)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	-1 400 (-800 à - 2 100)	-1 000 (-500 à - 1 500)
Nombre de cas de morbidité infantile				
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	5 000 (2 000 à 8 000)	3 000 (1 000 à 5 000)

Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	8 000 (4 000 à 8 000)	5 000 (2 000 à 5 000)
Nouveaux cas d'asthme chez l'enfant	Asthme	NO ₂	98 000 (21 000 à 222 000)	55 000 (12 000 à 125 000)
Nombre de jours de congé maladie				
Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	15 000 000 (12 000 000 à 17 000 000)	9 000 000 (8 000 000 à 11 000 000)
Années vécues en situation d'incapacité				
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	12 000 (4 000 à 23 000)	8 000 (3 000 à 15 000)
Diabète	Diabète		42 000 (9 000 à 89 000)	27 000 (6 000 à 59 000)
Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)	Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)		25 000 (9 000 à 48 000)	17 000 (6 000 à 32 000)
Coût en 2024 EUR (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	760 (460 à 1 320)	430 (260 à 750)

L'impact de ces émissions est loin d'être terminé. Il est prévu que 81 000 (48 000 à 140 000) décès prématurés supplémentaires surviennent entre 2025 et 2040, dont 51 000 (25 000 à 104 000) dus au NO₂ et 30 000 (24 000 à 37 000) dus aux PM_{2,5}. La charge économique associée continuera également d'augmenter, avec 430 (260 à 750) milliards d'euros supplémentaires de dommages prévus sur cette période. Compte tenu de l'ampleur de ces impacts futurs, des enquêtes plus approfondies sur l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits, ainsi que la mise en place de mesures correctives pour les véhicules concernés, pourraient aider à atténuer ce préjudice à venir.

En plus des émissions excédentaires, la Figure 10 met en évidence les impacts des émissions totales réelles, c'est-à-dire les émissions totales de ces véhicules, comprenant à la fois celles au-dessus et en-dessous du seuil de 2,1 fois la limite légale, utilisée pour désigner les émissions excédentaires. Sur toute la période, les émissions de NO_x réelles devraient entraîner un total de 326 000 (196 000 à 566 000) décès prématurés — 208 000 (103 000 à 422 000) dus au NO₂ et 122 000 (95 000 à 150 000) attribués aux PM_{2,5} — et une charge économique de 1,90 (1,15 à 3,31) mille milliards d'euros.



Source : Analyse du CREA

Figure 10 – Impacts des émissions totales réelles de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040, sur la santé humaine et l'économie

« Émissions excédentaires » vs. « Émissions réelles »

Les émissions excédentaires des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits, devraient entraîner plus de 200 000 décès prématurés, principalement en raison de l'exposition aux NO₂ et aux PM_{2,5}. Cette estimation reflète uniquement la proportion d'émissions qui dépassent le « seuil suspect » de l'ICCT (défini à 2,1 fois au-dessus de la limite d'émissions des normes des véhicules de l'Euro), qui sont considérées comme probablement liées à l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits.

Cependant, lorsque l'on considère les émissions totales en situation réelle de ces véhicules, y compris toutes les émissions plutôt que l'excédent au-dessus du seuil suspect, l'impact total devrait dépasser 300 000 décès prématurés. Cette estimation plus large tient compte de la contribution totale de ces véhicules à la pollution atmosphérique, plutôt que de la seule partie classée comme « excédentaire » selon des critères plus stricts.

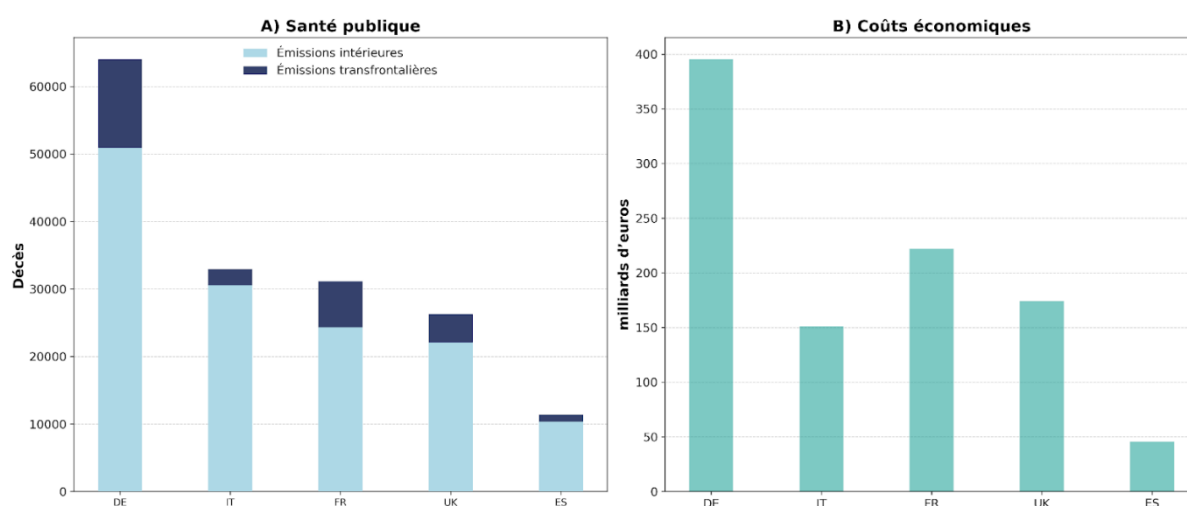
Impacts nationaux et transfrontaliers

Les émissions transfrontalières font référence aux polluants émis dans un pays et qui traversent les frontières, entraînant des impacts environnementaux et sanitaires dans les pays voisins. Ce point est particulièrement pertinent pour cette étude, où les émissions de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE n'étaient pas limitées aux pays où les véhicules ont été vendus ou utilisés. Au contraire, ces émissions se sont dispersées dans toute l'Europe, ce qui a aggravé la pollution atmosphérique et les risques sanitaires associés dans les régions exposées au vent.

La Figure 11 montre les cinq pays ayant les taux de décès cumulés les plus élevés (2009 à 2040) en raison des émissions excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni, ventilées par émissions nationales et transfrontalières, ainsi que les dommages économiques. La gravité de ces impacts dépend de plusieurs facteurs clés, notamment du nombre de véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE utilisés, la densité de population à proximité des principaux réseaux routiers et la proximité des régions à fortes émissions. Les pays les plus touchés sont généralement ceux qui cumulent ces facteurs de risque, les émissions nationales et la pollution provenant des pays voisins contribuant à leur charge globale.

Les pays les plus touchés par les émissions excédentaires de NO_x sont l'Allemagne (DE), l'Italie (IT), la France (FR), le Royaume-Uni (UK) et l'Espagne (ES). L'Allemagne enregistre le plus grand nombre de décès prématurés, soit 64 000 (39 000 à 110 000), avec une part substantielle résultant des émissions intérieures et une part plus faible provenant des émissions transfrontalières. Elle supporte également les coûts économiques les plus élevés, atteignant 430 (260 à 730) milliards d'euros. L'Italie (IT), la France (FR) et le Royaume-Uni (UK) suivent avec 33 000 (20 000 à 56 000), 31 000 (19 000 à 53 000) et 26 000 (15 000 à 47 000) décès prématurés, respectivement. L'Espagne (ES) a 11 000 (7 000 à 20 000) décès prématurés.

Top 5 des pays concernés par les véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE (2009-2040)



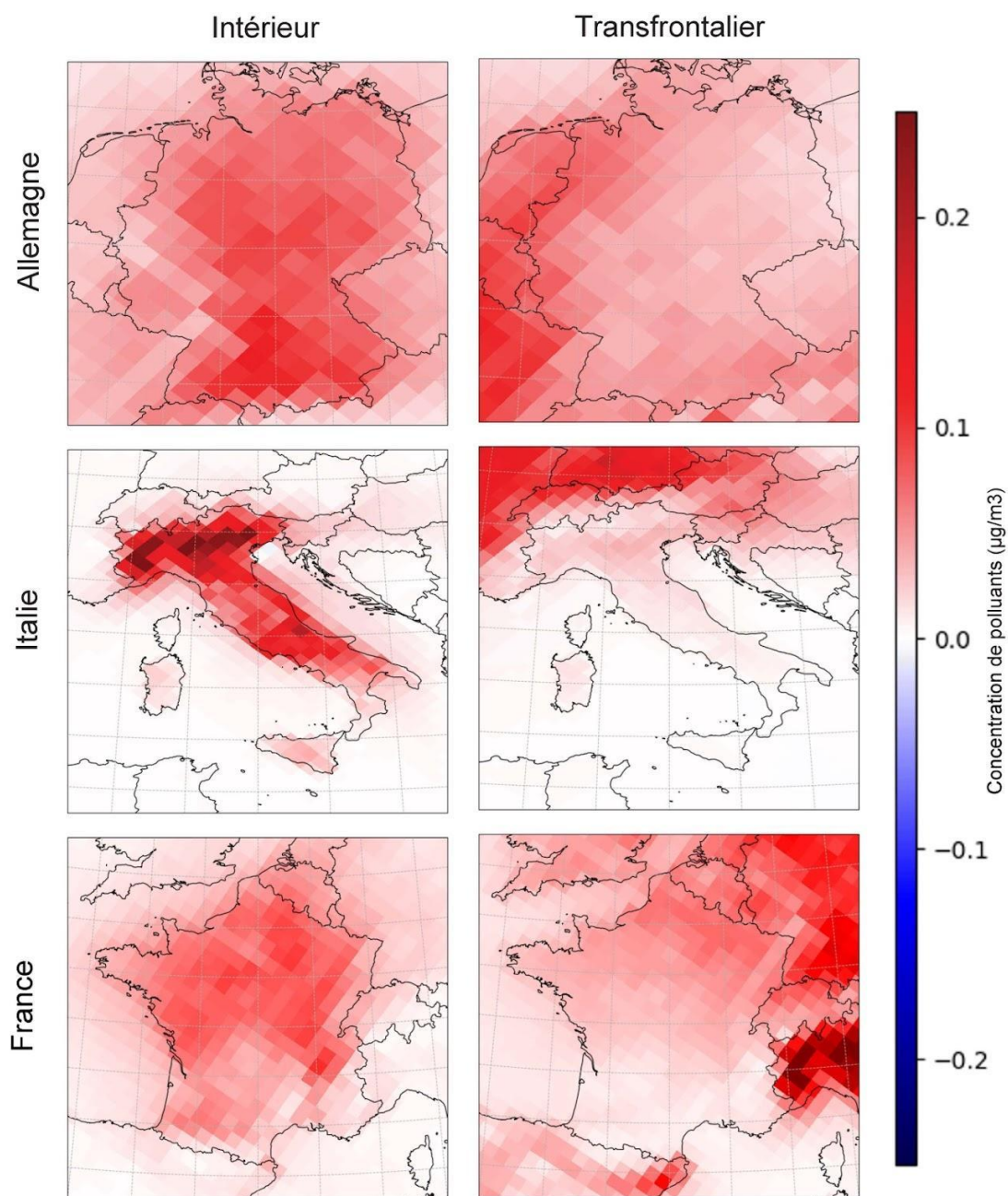
Source : Analyse du CREA



Figure 11 – Les 5 premiers pays ayant les décès prématurés et les coûts économiques les plus élevés attribués aux émissions de NO_x excédentaires nationales et transfrontalières de l'UE et du Royaume-Uni provenant de véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 avant la RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040

La Figure 12 montre l'impact des émissions de NO_x excédentaires nationales et transfrontalières sur les concentrations de PM_{2,5} en Allemagne, en Italie et en France. Les émissions de NO_x de ces véhicules affectent les concentrations atmosphériques de NO₂, PM_{2,5} et O₃ (Figure 7). Bien que le NO₂ lui-même ait une durée de vie relativement courte

dans l'atmosphère, généralement de quelques heures à une journée, il contribue à la formation de $\text{PM}_{2.5}$ et d' O_3 , qui peuvent persister dans l'atmosphère pendant des semaines et se propager dans les pays voisins (Vieno et al., 2014 ; Kelly et al., 2023). Cela explique pourquoi les émissions excédentaires des véhicules équipés de dispositifs d'invalidation interdits affectent non seulement les populations locales, mais également l'ensemble de l'Europe. Ces résultats soulignent que la question du contrôle des dispositifs d'invalidation interdits nécessite une action aux niveaux local, national et international.



Source : Analyse du CREA

Figure 12 – Impacts des émissions de NO_x excédentaires domestiques (colonne de gauche) et transfrontalières (colonne de droite) sur les concentrations de PM_{2,5} en 2019 pour l'Allemagne, l'Italie et la France

Focus sur le Royaume-Uni

Dans cette section, nous étudions l'impact des émissions intérieures sur la santé publique et l'économie au Royaume-Uni, à la fois au niveau national et dans le Grand Londres, où vit une partie importante de la population. Le Tableau 6 montre comment la santé publique et l'économie au Royaume-Uni et dans le Grand Londres sont affectées par les émissions intérieures excédentaires de NO_x provenant des véhicules Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE.

Dans l'ensemble du pays, nous estimons que 500 kilotonnes d'émissions intérieures excédentaires de NO_x entraîneront une charge énorme pour la santé publique, dont 22 000 (12 000 à 42 000) décès prématurés, 500 (300 à 600) naissances prématurées et 41 000 (9 000 à 94 000) nouveaux cas d'asthme infantile. Compte tenu de tous les impacts sur la santé, nous estimons que ces émissions intérieures excédentaires de NO_x coûteront 156 (85 à 293) milliards d'euros ou 132 (72 à 248) milliards de livres sterling.

Les zones urbaines sont confrontées à des défis importants en matière de pollution atmosphérique, les véhicules diesel constituant une source majeure d'émissions nocives de NO_x. Le Grand Londres, l'une des zones urbaines les plus densément peuplées d'Europe, subit des impacts sanitaires importants dus aux émissions excédentaires de NO_x. Ces émissions entraînent de graves conséquences en matière de santé publique et des coûts économiques considérables. Dans le Grand Londres, nous estimons que les émissions intérieures excédentaires de NO_x entraîneront 2 000 (1 000 à 4 000) décès prématurés et 16 (8 à 31) milliards d'euros ou 13 (26 à 70) milliards de livres sterling de dommages sanitaires.

Quantification de l'importance des incertitudes dans la fonction concentration-réponse

Lors du calcul de l'impact des émissions de NO_x sur la santé, nous étudions l'importance des incertitudes dans la fonction concentration-réponse afin de tester la robustesse de nos résultats. Pour ce faire, nous testons deux fonctions de concentration-réponse différentes pour les PM_{2,5} et la mortalité toutes causes confondues. Nous constatons qu'en passant de la fonction de concentration-réponse des PM_{2,5} et de la mortalité toutes causes confondues de Burnett et al. (2018) à celle de Chen & Hoek (2020), le nombre de

décès prématurés au Royaume-Uni dus aux PM_{2,5} en 2019 diminue de 16,3 %, passant de 104 à 87 décès prématurés. Pour cette évaluation, nous avons choisi Burnett et al. (2018) car elle est plus largement utilisée.

Tableau 6 – Impacts sur la santé humaine et l'économie au Royaume-Uni et dans le Grand Londres des émissions domestiques excédentaires de NOX au Royaume-Uni entre 2009 et 2040, dues aux véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE et utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits

Résultat	Cause	Polluant	Royaume-Uni	Grand Londres
Nombre de décès prématurés				
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	22 000 (12 000 à 42 000)	2 000 (1 000 à 4 000)
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	19 000 (9 000 à 38 000)	2 000 (1 000 à 4 000)
		PM _{2,5}	3 000 (3 000 à 4 000)	150 (100 à 200)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	S.O.	S.O.
Nombre de cas de morbidité infantile				
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	400 (100 à 700)	20 (5 à 30)
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	500 (300 à 600)	30 (15 à 30)
Nouveaux cas d'asthme chez l'enfant	Asthme	NO ₂	41 000 (9 000 à 94 000)	5 000 (1 000 à 11 000)
Nombre de jours de congé maladie				

Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	1 100 000 (900 000 à 1 200 000)	50 000 (40 000 à 60 000)
Années vécues en situation d'incapacité				
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	600 (200 à 1 300)	50 (0 à 50)
Diabète	Diabète		5 000 (1 000 à 9 000)	200 (150 à 400)
Maladie pulmonaire obstructive chronique	Maladie pulmonaire obstructive chronique		2 300 (800 à 4 300)	100 (50 à 200)
Coût en 2024 EUR (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	156 (85 à 292)	16 (8 à 31)
Coût en 2024 GBP (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	132 (72 à 248)	13 (26 à 70)

Le Tableau 7 montre comment la santé publique et l'économie au Royaume-Uni sont affectées par les émissions excédentaires de NO_x au Royaume-Uni provenant des véhicules Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, ventilées par impacts passés et futurs. Dans l'ensemble, nous constatons que, si les émissions excédentaires passées ont déjà causé des dommages importants, les émissions excédentaires futures devraient encore entraîner des dommages substantiels. Ces dommages comprennent des milliers de décès prématurés, des centaines de naissances prématurées, et environ 42 milliards d'euros (ou 36 milliards de livres sterling) de frais de santé.

Tableau 7 – Impacts sur la santé humaine et l'économie au Royaume-Uni des émissions domestiques excédentaires de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits au Royaume-Uni entre 2009 et 2040 ventilé par impacts cumulés passés (2009 à 2024) et impacts cumulés futurs (2025 à 2040)

Résultat	Cause	Polluant	Passé (2009 à 2024)	À venir (2025 à 2040)
Nombre de décès prématurés				
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	16 000 (9 000 à 29 000)	6 000 (4 000 à 12 000)
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	13 000 (7 000 à 27 000)	6 000 (3 000 à 11 000)
		PM _{2,5}	2 000 (2 000 à 3 000)	1 000 (800 à 1 200)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	S.O.	S.O.
Nombre de cas de morbidité infantile				
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	300 (100 à 500)	100 (50 à 200)
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	400 (200 à 400)	150 (50 à 150)
Nouveaux cas d'asthme chez l'enfant	Asthme	NO ₂	30 000 (6 000 à 67 000)	12 000 (3 000 à 27 000)
Nombre de jours de congé maladie				

Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	800 000 (700 000 à 900 000)	300 000 (300 000 à 400 000)
Années vécues en situation d'incapacité				
Maladie pulmonaire obstructive chronique	Maladie pulmonaire obstructive chronique	PM _{2,5}	1 600 (600 à 3 000)	700 (200 à 1 300)
Diabète	Diabète		4 000 (1 000 à 7 000)	1 400 (400 à 2 700)
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux		400 (100 à 900)	200 (50 à 400)
Coût en 2024 EUR (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	114 (62 à 214)	42 (23 à 79)
Coût en 2024 GBP (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	96 (52 à 181)	36 (19 à 67)

Focus sur la France

Dans cette section, nous explorons la manière dont les émissions intérieures affectent la santé publique et l'économie en France, à la fois à l'échelle nationale et dans la région Île-de-France, où se trouve la capitale, Paris. Le Tableau 8 montre les conséquences sur la santé publique et l'économie en France et en Île-de-France des émissions excédentaires de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits dans le pays entre 2009 et 2040. Comme d'autres centres urbains en Europe, l'Île-de-France est confrontée à des défis importants liés à la pollution atmosphérique causée par les moteurs diesel en raison de sa forte densité de population et de ses niveaux de circulation élevés.

Les émissions excédentaires de NO_x en France engendrent de graves problèmes de santé publique et des coûts économiques considérables. 24 000 (14 000 à 43 000) décès prématurés sont prévus dans le pays en raison de ces émissions entre 2009 et 2040, dont 8 000 (4 000 à 14 000) en Île-de-France.

L'excès de NO₂ aggrave l'asthme infantile. En France, on prévoit 26 000 (5 000 à 59 000) nouveaux cas d'asthme dus à l'exposition pour la période 2009 à 2040. En Île-de-France, ce chiffre est de 10 000 (2 000 à 22 000) nouveaux cas d'asthme, ce qui souligne le fardeau respiratoire à long terme que cette pollution de l'air fait peser sur les populations plus jeunes.

L'impact économique des émissions excédentaires est tout aussi important, car il se traduit par des coûts substantiels en matière de productivité, sur les systèmes de santé et le bien-être général de la société. Les absences au travail dues à des maladies liées à cette pollution de l'air sont estimées à 2 400 000 (2 000 000 à 2 700 000) de jours d'arrêt maladie en France, l'Île-de-France représentant 400 000 (300 000 à 500 000) jours. Ces absences engendrent des pertes de productivité. Les affections chroniques, telles que la BPCO, le diabète et les AVC, intensifient davantage ce fardeau, avec des années cumulées vécues en situation d'incapacité s'élevant à 2 300 (700 à 4 600) pour la BPCO, 5 100 (900 à 9 300) pour le diabète et 1 700 (600 à 3 300) pour l'AVC en France.

Enfin, le coût économique des émissions excédentaires de NO_x est élevé. Il est estimé à 146 (85 à 257) milliards d'euros au niveau national entre 2009 et 2040 et à 45 (25 à 85) milliards d'euros pour l'Île-de-France sur la même période. Ces chiffres reflètent non seulement les

coûts des soins de santé, mais aussi les impacts économiques plus larges induits par la baisse de la productivité du travail et de la qualité de vie.

Tableau 8 – Impacts sur la santé et l'économie en France et en Île-de-France des émissions domestiques excédentaires de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits en France entre 2009 et 2040

Résultat	Cause	Polluant	France	Île-de-France
Nombre de décès prématurés				
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	24 000 (14 000 à 43 000)	8 000 (4 000 à 14 000)
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	17 000 (8 000 à 34 000)	6 000 (3 000 à 13 000)
		PM _{2,5}	8 000 (6 000 à 10 000)	1 000 (1 000 à 1 000)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	–100 (–50 à –150)	S.O.
Nombre de cas de morbidité infantile				
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	1 000 (300 à 1 800)	150 (50–300)
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	1 300 (700 à 1 400)	300 (150 à 300)
Nouveaux cas d'asthme chez l'enfant	Asthme	NO ₂	26 000 (5000 à 59 000)	10 000 (2 000 à 22 000)

Nombre de jours de congé maladie				
Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	2 400 000 (2 000 000 à 2 700 000)	400 000 (300 000 à 500 000)
Années vécues en situation d'incapacité				
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	1 700 (600 à 3 300)	300 (100 à 500)
Diabète	Diabète		5 100 (900 à 9 300)	500 (50 à 1 000)
Maladie pulmonaire obstructive chronique	Maladie pulmonaire obstructive chronique		2 300 (700 à 4 600)	400 (100 à 700)
Coût en 2024 EUR (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	146 (85 à 257)	45 (25 à 85)

Le Tableau 9 montre les effets sur la santé publique et l'économie française générés par les émissions excédentaires de NO_x provenant des véhicules Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE, ventilées par les impacts passés et futurs. Dans l'ensemble, nous constatons que, si les émissions excédentaires passées ont déjà causé des dommages importants, les émissions futures devraient encore entraîner des dommages substantiels.

Tableau 9 – Impacts sur la santé humaine et l'économie en France entre 2009 et 2040 des émissions domestiques excédentaires de NO_x provenant des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE utilisant probablement des dispositifs d'invalidation interdits ventilé par impacts cumulés passés (2009 à 2024) et impacts cumulés futurs (2025 à 2040)

Résultat	Cause	Polluant	Passé (2009 à 2024)	À venir (2025 à 2040)
Nombre de décès prématurés				
Décès prématurés	Toutes causes confondues	Tous	16 000 (10 000 à 29 000)	8 000 (4 000 à 15 000)
Décès prématurés	Toutes causes confondues	NO ₂	11 000 (6 000 à 22 000)	6 000 (3 000 à 11 000)
		PM _{2,5}	5 000 (4 000 à 6 000)	3 000 (2 000 à 3 000)
Décès prématurés	Maladie pulmonaire obstructive chronique	O ₃ (8 h)	-50 (-50 à -100)	-50 (-0 à -50)
Nombre de cas de morbidité infantile				
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	700 (200 à 1 200)	300 (100 à 600)
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	900 (400 à 1 000)	400 (200 à 500)
Nouveaux cas d’asthme chez l’enfant	Asthme	NO ₂	17 000 (4 000 à 40 000)	8 000 (2 000 à 19 000)
Nombre de jours de congé maladie				
Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	1 600 000 (1 300 000 à 1 800 000)	800 000 (700 000 à 900 000)
Années vécues en situation d’incapacité				
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	1 100 (400 à 2 200)	600 (200 à 1 100)
Diabète	Diabète		3 400 (600 à 6 200)	1 700 (300 à 3 100)
Maladie pulmonaire obstructive chronique	Maladie pulmonaire obstructive chronique		1 500 (500 à 3 100)	800 (200 à 1 500)
Coût en 2024 EUR (md)				
Coût économique total	Tous	Tous	101 (59 à 178)	45 (26 à 79)

Conclusion

Les données de l'ICCT indiquent que l'utilisation de dispositifs d'invalidation interdits dans les véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE est répandue dans l'UE et au Royaume-Uni. Depuis leur introduction en 2009, ces véhicules ont causé des dommages importants sur la qualité de l'air, la santé publique et l'économie. Leurs émissions nocives ont affecté l'ensemble du continent, des régions rurales reculées aux centres urbains les plus denses. Par exemple, une étude de Bongaerts et al. (2022) a révélé que les particules de pollution atmosphérique sont absorbées par différents organes fœtaux, même à des niveaux assez faibles. À l'heure actuelle, environ 40 millions de véhicules diesel suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits continuent de polluer les routes européennes.

D'ici 2040, les émissions excédentaires de ces véhicules devraient être responsables de plus de 200 000 (123 000 à 356 000) décès prématurés et coûter 1,20 (0,72 à 2,07) mille milliards d'euros. Cependant, lorsque l'on considère les émissions totales en situation réelle de ces véhicules, comprenant toutes les émissions plutôt que seulement les émissions excédentaires au-dessus du seuil suspect, l'impact total devrait dépasser 300 000 décès prématurés.

L'intervention des gouvernements et des constructeurs automobiles pourrait prévenir un nombre important de décès et de maladies prématurés futurs causés par la pollution atmosphérique liée à la circulation routière. En rappelant ces véhicules et en mettant en œuvre des mesures correctives efficaces ou en remplaçant les véhicules par des modèles conformes aux réglementations sur les émissions et exempts de dispositifs d'invalidation présumés, jusqu'à 81 000 (48 000 à 140 000) décès prématurés et 430 (260 à 750) milliards d'euros de coûts supplémentaires liés à la santé pourraient être évités entre 2025 et 2040.

Références

Achakulwisut, P., Brauer, M., Hystad, P. & Anenberg, S. C. (2019). Global, National, and Urban Burdens of Paediatric Asthma Incidence Attributable to Ambient NO₂ Pollution: Estimates from Global Datasets. *Lancet*, 3 (4): E166-E178.

[https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(19\)30046-4](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(19)30046-4)

Environmental Protection Agency (US EPA). (2023). Basic information about NO₂.

<https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2>

Environmental Protection Agency (US EPA). (2024). Mortality Risk Valuation.

<https://www.epa.gov/environmental-economics/mortality-risk-valuation>

Anenberg et al. (2017). Impacts and mitigation of excess diesel-related NO_x emissions in 11 major vehicle markets. *Nature*. <https://www.nature.com/articles/nature22086#access>

Anenberg, S., Henze, D., Tinney, V., Kinney, P., Raich, W., et al. (2018). Estimates of the Global Burden of Ambient PM_{2.5}, Ozone, and NO₂ on Asthma Incidence and Emergency Room Visits, 126 (10). <https://doi.org/10.1289/EHP3766>

Anenberg, S., Miller, J., Henze, D., & Minjares, R. (2019). A global snapshot of the air pollution-related health impacts of transportation sector emissions in 2010 and 2015. The International Council on Clean Transportation. <https://theicct.org/publication/a-global-snapshot-of-the-air-pollution-related-health-impacts-of-transportation-sector-emissions-in-2010-and-2015/>

Baldino, C., Tietge, U., Muncrief, R., Bernard, Y., & Mock, P. (2017). Road-tested: Comparative overview of real-world versus type-approval NO_x and CO₂ emissions from diesel cars in Europe. The International Council on Clean Transportation. <https://theicct.org/publication/road-tested-comparative-overview-of-real-world-versus-type-approval-nox-and-co2-emissions-from-diesel-cars-in-europe/>

World Bank ; Institute for Health Metrics and Evaluation. (2016). The Cost of Air Pollution : Strengthening the Economic Case for Action. World Bank.

<http://hdl.handle.net/10986/25013> : Licence [CC BY 3.0 IGO](https://creativecommons.org/licenses/by/3.0/).

Birchby, D., Stedman, J., Whiting, S. & Vedrenne, M. (2019). Air Quality Damage Cost Update. 2019. 2019 Ricardo/ED59323/Issue Number 2.0. https://uk-air.defra.gov.uk/assets/documents/reports/cat09/1902271109_Damage_cost_update_2018_FINAL_Issue_2_publication.pdf

Bongaerts, E., Lecante, L. L., Bové, H., Roeffaers, M. B. J., Ameloot, M., Fowler, P. A., & Nawrot, T. S. (2022). Maternal exposure to ambient black carbon particles and their presence in maternal and fetal circulation and organs: An analysis of two independent population-based observational studies. *The Lancet Planetary Health*, 6(10), e804–e811. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(22\)00200-5](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(22)00200-5) Brauer, M., Freedman, G., Frostad, J., Van Donkelaar, A., Martin, R. V., Dentener, F., ... & Cohen, A. (2016). Ambient air pollution exposure estimation for the global burden of disease 2013. *Environmental science & technology*, 50(1), 79-88. <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b03709>

Burnett, R., Chen, H., Szyszkowicz, M., Fann, N., Hubbell, B., et al. (2018). Global Estimates of Mortality Associated with Long-Term Exposure to Outdoor Fine Particulate Matter. *Proceeding of the National Academies of Science*, 115 (38) : 9592-9597. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803222115>

Cames, M., & Helmers, E. (2013). Critical evaluation of the European diesel car boom - global comparison, environmental effects, and various national strategies. *Environmental Sciences Europe*, 25(1), 1-22. <https://doi.org/10.1186/2190-4715-25-15>

Carslaw, D. C., & Beevers, S. D. (2005). Estimations of road vehicle primary NO₂ exhaust emission fractions using monitoring data in London. *Atmospheric Environment*, 39(1), 167-177. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231004008775>

Carslaw, D., Beevers, S., Westmoreland, E., Williams, M., Tate, J., Murrells, T., ... et Tsagatakis, I. (2011). Trends in NO_x and NO₂ emissions and ambient measurements in the UK. *Version: July 2011*(1). http://evolv-electric.org/wp-content/uploads/2020/04/Trends-in-NOx-and-NO2-emissions-and-ambient-measurements-in-the-UK_Final_report-july-18-2011.pdf

Chemical Co-ordinating Centre of EMEP (2024). EMEP. <https://projects.nilu.no/ccc/>

Centre for Emission Inventories and Projections (CEIP). (2012). Reported emissions by Parties under the Convention for LongRange Transboundary Air Pollution. <http://www.ceip.at/webdab-emission-database/officially-reported-emission-data/> (date de téléchargement : 12 mars 2012.)

Chawanpaiboon, S., Vogel, J., Moller, A., Lumbiganon, P., Petzold, M., et al. (2018). Global, Regional, and National Estimates of Levels of Preterm Birth in 2014: A Systematic Review and Modelling Analysis. *Lancet Global Health*, 2018. [https://doi.org/10.1016/S2214-109X\(18\)30451-0](https://doi.org/10.1016/S2214-109X(18)30451-0)

CJUE (Cour de justice de l'Union européenne). (2020). Arrêt de la Cour (Grande Chambre) du 24 septembre 2019 (Affaire C-693/18). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:62018CJ0693>

CJUE (Cour de justice de l'Union européenne). (2022a). Arrêt de la Cour (Grande Chambre) du 14 juillet 2022 (Affaire C-128/20). <https://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=262933&pageIndex=0&doclang=EN&mode=lst&dir=&occ=first&part=1&cid=3553700>

CJUE (Cour de justice de l'Union européenne). (2022b). Arrêt de la Cour (Grande Chambre) du 14 juillet 2022 (Affaire C-134/20). <https://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?text=&docid=262934&pageIndex=0&doclang=EN&mode=lst&dir=&occ=first&part=1&cid=3553813>

CJUE (Cour de justice de l'Union européenne). (2022c). Arrêt de la Cour (Grande Chambre) du 14 juillet 2022 (Affaire C-145/20). <https://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?mode=DOC&pageIndex=0&docid=262935&part=1&doclang=EN&text=&dir=&occ=first&cid=6255359>

Commission européenne : Joint Research Centre, Zardini, A. & Bonnel, P. (2020). Real Driving Emissions Regulation – European methodology to fine tune the EU real driving emissions data evaluation method. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/176284>

Commission européenne. (1998). La Commission et l'ACEA se mettent d'accord sur les émissions de CO₂ des voitures particulières. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/IP_98_734

Commission européenne. (2016). Règlement (UE) de la Commission du 20 avril 2016 portant modification du règlement (CE) n° 692/2008 en ce qui concerne les émissions des véhicules particuliers et utilitaires légers (Euro 6). <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32016R0646>

Commission européenne. (2018). Les essais d'émissions des voitures. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/it/memo_18_3646

Commission européenne. (2024). Air. https://environment.ec.europa.eu/topics/air_en

Conseil de l'Union européenne. (1991). Directive 91/441/CEE du Conseil du 26 juin 1991 modifiant la directive 70/220/CEE concernant le rapprochement des législations des États membres relatives aux mesures à prendre contre la pollution de l'air par les émissions des véhicules à moteur. Journal officiel des Communautés européennes. [https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX %3A31991L0441](https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A31991L0441)

Conseil de l'Union européenne. (2024). Euro 7 : Le Conseil adopte de nouvelles règles sur les limites d'émissions applicables aux voitures, aux camionnettes et aux camions. Conseil de l'Union européenne. Communiqué de presse. 12 avril 2024. <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2024/04/12/euro-7-council-adopts-new-rules-on-emission-limits-for-cars-vans-and-trucks/>.

Tribunal de l'Union européenne (2018). Arrêt du Tribunal (neuvième chambre élargie) du 13 décembre 2018 (Affaires jointes T-339/16, T-352/16 et T-391/16). <https://curia.europa.eu/juris/document/document.jsf?jsessionid=7DF0726C56383FC9234CD0DED365486F?text=&docid=211334&pageIndex=0&doclang=en&mode=req&dir=&occ=first&part=1&cid=2921969>

De Bruyn, S. & de Vries, J. Delft, C. E. (2020). Health costs of air pollution in European cities and the linkage with transport. Delft CE : Delft, Pays-Bas. <https://epha.org/wp-content/uploads/2020/10/final-health-costs-of-air-pollution-in-european-cities-and-the-linkage-with-transport.pdf>

Department for Environment, Food & Rural Affairs (Defra). (2025). Emissions of air pollutants in the UK - Summary. <https://www.gov.uk/government/statistics/emissions-of-air-pollutants/emissions-of-air-pollutants-in-the-uk-summary>

Department for Transport. (2024). A vision for GB type approval. Policy Paper. UK Government. <https://www.gov.uk/government/publications/a-vision-for-gb-type-approval/a-vision-for-gb-type-approval>

EUR-Lex. (2024). Règlement (UE) 2024/1257 du Parlement européen et du Conseil du 24 avril 2024 relatif à la réception par type des véhicules à moteur et des moteurs, ainsi que des systèmes, des composants et des entités techniques distinctes destinés à ces véhicules, en ce qui concerne leurs émissions et la durabilité de leur batterie (Euro 7), modifiant le Règlement (UE) 2018/858 du Parlement européen et du Conseil et abrogeant les Règlements (CE) n° 715/2007 et (CE) n° 595/2009 du Parlement européen et du Conseil, le Règlement (UE) n° 582/2011 de la Commission, le Règlement (UE) 2017/1151 de la Commission, le Règlement (UE) 2017/2400 de la Commission et Règlement d'exécution (UE) 2022/1362 de la Commission. (Publié le 24 avril 2024). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=OJ:L_202401257

European Environment Agency (EEA). (2014). Costs of Air Pollution from European Industrial Facilities 2008–2012 — an updated assessment. EEA Technical report N° 20/2014. <https://www.eea.europa.eu/publications/costs-of-air-pollution-2008-2012>

European Environment Agency (EEA). (2019). Environmental justice, environmental hazards and the vulnerable in European society. EEA Briefing. <https://www.eea.europa.eu/publications/unequal-exposure-and-unequal-impacts/environmental-justice-environmental-hazards-and>

European Environment Agency (EEA). (2023a). Harm to human health from air pollution in Europe: burden of disease 2023. <https://www.eea.europa.eu/publications/harm-to-human-health-from-air-pollution/>

European Environment Agency (EEA). (2023b). Air pollution and children's health. <https://www.eea.europa.eu/publications/air-pollution-and-childrens-health/air-pollution-and-childrens-health/#fn1>

European Environment Agency (EEA). (2024a). Harm to human health from air pollution in Europe: burden of disease status, 2024. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/harm-to-human-health-from-air-pollution-2024>

European Environment Agency (EEA). (2024b). Environmental inequalities.

[https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/environmental-inequalities#:~:text=Eastern %20European %20regions %20](https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/environmental-inequalities#:~:text=Eastern%20European%20regions%20)

European Environment Agency (EEA). (2024c). Exceedance of air quality standards in Europe. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/exceedance-of-air-quality-standards>

European Environment Agency (EEA). (2024d). Air pollution in Europe: 2024 reporting status under the National Emission reduction Commitments Directive. <https://www.eea.europa.eu/publications/national-emission-reduction-commitments-directive-2024>

UK Government. (2019). Clean Air Strategy 2019. Consulté le 5 septembre 2024 sur <https://www.gov.uk/government/publications/clean-air-strategy-2019>

Guardian (2017). Fuel duty cut for diesel cars was wrong, says ex-chief science adviser. <https://www.theguardian.com/environment/2017/apr/04/fuel-duty-cut-for-diesel-cars-was-wrong-says-ex-chief-science-adviser>

Huangfu, P. & Atkinson, R. (2020). Long-Term Exposure to NO₂ and O₃ and All-Cause and Respiratory Mortality : A Systematic Review and Meta-Analysis. Environment International, 144, 2020, 105998. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105998>

ICCT (n.d.) Roadmap Model Documentation. <https://theicct.github.io/roadmap-doc/>

ICCT. (2017). Real-driving Emissions Test Procedure for Exhaust Gas Pollutant Emissions of Cars and Light Commercial Vehicles in Europe. https://theicct.org/wp-content/uploads/2021/06/EU-RDE_policy-update_18012017_vF.pdf

ICCT. (2023). Reassessment of Excess NO_x from Diesel Cars in Europe Following the Court Justice of the European Union Rulings. <https://theicct.org/publication/dieselgate-emissions-diesel-cars-europe-mar23/>

Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) (2020). GBD Results. <http://ghdx.healthdata.org/gbd-results-tool>

Jhun, I., Coull, B. A., Zanobetti, A., & Koutrakis, P. (2016). The impact of nitrogen oxides concentration decreases on ozone trends in the USA. *Air Qual Atmos Health*. 2015 Jun;8(3):283–292. doi: [10.1007/s11869-014-0279-2](https://doi.org/10.1007/s11869-014-0279-2)

Kelly, F. & Fussell, J. (2015). Air pollution and public health: emerging hazards and improved understanding of risk. *Environ Geochem Health* **37**, 631–649 (2015).
<https://doi.org/10.1007/s10653-015-9720-1>

Kelly, J. M., Marais, E. A., Lu, G., Obszynska, J., Mace, M., White, J., & Leigh, R. J. (2023). Diagnosing domestic and transboundary sources of fine particulate matter (PM_{2.5}) in UK cities using GEOS-Chem. *City and Environment Interactions*, *18*, 100100.
<https://doi.org/10.1016/j.cacint.2023.100100>

Khomenko, S., Pisoni, E., Thunis, P., Bessagnet, B., Cirach, M., Iungman, T., Barboza, E. P., Khreis, H., Mueller, N., Tonne, C., de Hoogh, K., Hoek, G., Chowdhury, S., Lelieveld, J., & Nieuwenhuijsen, M. (2023). Spatial and sector-specific contributions of emissions to ambient air pollution and mortality in European cities: A health impact assessment. *The Lancet Public Health*, *8*(7), e546–e558. [https://doi.org/10.1016/S2468-2667\(23\)00106-8](https://doi.org/10.1016/S2468-2667(23)00106-8)

Khreis, H., Cirach, M., Mueller, N., de Hoogh, K., Hoek, G., Nieuwenhuijsen, M. J., & Rojas-Rueda, D. (2019). Outdoor air pollution and the burden of childhood asthma across Europe. *European Respiratory Journal*, *54*(4).
<https://erj.ersjournals.com/content/54/4/1802194>

Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K. et Nieuwenhuijsen, M. (2017). Exposure to Traffic-Related Air Pollution and Risk of Development of Childhood Asthma: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental International*, *100* : 1-31.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.11.012>

Kodjak, D. (2016). Taking stock of the VW settlement agreement. The International Council on Clean Transportation. Blog. July 15, 2016. <https://theicct.org/taking-stock-of-the-vw-settlement-agreement/>

The International Council on Clean Transportation (ICCT). (2015b). Annual Report.
https://theicct.org/sites/default/files/ICCT-Annual-Report_2015_vF_0.pdf

The International Council on Clean Transportation (ICCT). (2015a). EPA's notice of violation of the Clean Air Act to Volkswagen. Press Statement. September 18, 2015. <https://theicct.org/epas-notice-of-violation-of-the-clean-air-act-to-volkswagen-press-statement/>

The International Council on Clean Transportation (ICCT). (2016). Annual Report. https://theicct.org/sites/default/files/ICCT-Annual-Report_2016.pdf

The International Council on Clean Transportation (ICCT). (2024). Euro 7: The new emission standard for light- and heavy-duty vehicles in the European Union. Policy Update, March 2024. https://theicct.org/wp-content/uploads/2024/03/ID-116---Euro-7-standard_final.pdf

Lelieveld, J., Klingmüller, K., Pozzer, A., Burnett, R., Haines, A. et Ramanathan, V. (2019). Effects of Fossil Fuel and Total Anthropogenic Emission Removal on Public Health and Climate. Proceedings of the National Academies of Science, 116 (15) :7192-7197. <https://doi.org/10.1073/pnas.1819989116>

Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. Frontiers in Public Health, 8, 505570. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>

Mejino-López et al., 2024, How much does Europe pay for clean air? <https://www.bruegel.org/system/files/2024-06/WP%2015%202024.pdf>

Meyer, M., Bernard, Y., German, J., & Dallmann, T. (2023). Reassessment of Excess NOx from European Diesel Cars following the Court of 895 Justice of the European Union Rulings. <https://coilink.org/20.500.12592/6zcg3q> le 6 septembre 2024. [COI: 20.500.12592/6zcg3q](https://coilink.org/20.500.12592/6zcg3q).

Ministère de la Transition écologique. (2023). Plan national de réduction des émissions de polluants atmosphériques (PREPA). https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/23028_PREPA_BATweb.pdf

Myllyvirta, L. (2020). Quantifying the Economic Costs of Air Pollution from Fossil Fuels. Centre for Research on Energy and Clean Air . 2020.

<https://energyandcleanair.org/publications/costs-of-air-pollution-from-fossil-fuels/>

OCDE. (2017). The Rising Cost of Ambient Air Pollution thus far in the 21st Century..

https://www.oecd.org/en/publications/the-rising-cost-of-ambient-air-pollution-thus-far-in-the-21st-century_d1b2b844-en.html

ONU (2019). World Population Prospects 2019..

<https://www.un.org/development/desa/pd/news/world-population-prospects-2019-0>

Organisation mondiale de la santé (OMS) (2013) OMS : Health Risks of Air Pollution in Europe-HRAPIE Project.

http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1

Organisation mondiale de la santé (OMS) (2018). Air pollution and child health: prescribing clean air: summary (No. WHO/CED/PHE/18.01).. Organisation mondiale de la Santé.

<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/275545/WHO-CED-PHE-18.01-eng.pdf?sequence=2>

Organisation mondiale de la santé (OMS) (2021). WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. Organisation mondiale de la Santé.

<https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>

Organisation mondiale de la Santé (OMS). (n.d.). Type of pollutants. Consulté le

17 janvier 2025. <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/health-impacts/types-of-pollutants>

Parlement européen. (2007). Règlement (CE) n° 715/2007 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2007 relatif à la réception des véhicules à moteur au regard des émissions des véhicules particuliers et utilitaires légers (Euro 5 et Euro 6) et aux

informations sur la réparation et l'entretien des véhicules. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32007R0715>

Parlement européen. (2017). Rapport sur l'enquête sur la mesure des émissions dans le secteur automobile. Commission d'enquête sur la mesure des émissions dans le secteur de l'automobile. https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/A-8-2017-0049_FR.html

UNEP. (2024). Why does air matter ? <https://www.unep.org/topics/air/why-does-air-matter#:~:text=Air%20pollution%2C%20which%20kills%20an,of%20deaths%20from%20heart%20attack.>

Sapkota, A., Chelikowsky, A., Nachman, K., Cohen, A. et Ritz, B. (2012). Exposure to Particulate Matter and Adverse Birth Outcomes: A Comprehensive Review and Meta-Analysis. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 5: 369-381 <https://doi.org/10.1007/s11869-010-0106-3>

Stieb D., Berjawi, R., Emode, M., Zheng, C., Salama, D., et al. (2021). Systematic Review and Meta-Analysis of Cohort Studies of Long Term Outdoor Nitrogen Dioxide Exposure and Mortality. *PLoS ONE*, 16(2): e0246451. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0246451>

The Royal Society. (2008). Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. RS Policy document 15/08. <https://royalsociety.org/-/media/policy/publications/2008/7925.pdf>

UNFCCC. (2004). Estimation of emissions from road transport. (Publié le 3 juin 2004). <https://unfccc.int/resource/docs/2004/sbsta/inf03.pdf>

Vieno, M., Heal, M. R., Hallsworth, S., Famulari, D., Doherty, R. M., Dore, A. J., ... et Reis, S. (2014). The role of long-range transport and domestic emissions in determining atmospheric secondary inorganic particle concentrations across the UK. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(16), 8435-8447. <https://acp.copernicus.org/articles/14/8435/2014/>

Viscusi, W. K., & Masterman, C. J. (2017). Income Elasticities and Global Values of a Statistical Life. *Journal of Benefit-Cost Analysis* 8(2): 226-250. <https://doi.org/10.1017/bca.2017.12>. <https://doi.org/10.1017/bca.2017.12>

Zheng, X., Ding, H., Jiang, L., Chen, S., Zheng, J., et al. (2015). Association Between Air Pollutants and Asthma Emergency Room Visits and Hospital Admissions in Time Series Studies: a Systematic Review and Meta-analysis. PLoS One, 10(9):e0138146..
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138146>

Annexe 1. Familles de véhicules

Tableau A1 – Acronymes utilisés pour décrire les fabricants dans les Figures 2 et 3

Fabricant	Acronyme
Bayerische Motoren Werke (BMW)	BMW
Daimler (Mercedes-Benz)	DAI
Fiat Chrysler Automobiles	FCA
Ford Motor Company	FORD / FRD
General Motors	GEM
Hyundai Motor Company	HMC
Honda Motor Company	HON
Mazda	MAZ
Mitsubishi Heavy Industries	MHI
Peugeot Société Anonyme	PSA
Renault	RNA
Suzuki Heavy Industries	SHI
Tata Motors	TAT
Toyota Motor Corporation	TOY
Volvo	VOL
Volkswagen Group	VWG

Annexe 2. Émissions de NO_x réelles vs. excédentaires

Les impacts en situation réelle sur la santé font référence aux émissions totales de NO_x des véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits en conditions réelles de conduite. Les impacts sur la santé en situation réelle sont plus importants que les effets excédentaires sur la santé, car les émissions de NO_x en situation réelle dépassent les émissions excédentaires de NO_x (pour plus de détails sur les méthodes d'estimation, voir Méthodologie – Émissions polluantes et Tableau 1 de ce rapport). Le tableau A1 ci-dessous compare donc les effets sanitaires en conditions réelles à ceux excédentaires et met en évidence la part des effets sanitaires excédentaires par rapport aux effets sanitaires en conditions réelles, qui se situe entre 61,3 % et 64,9 %. Cette part s'aligne étroitement sur la proportion d'émissions de NO_x excédentaires dans les émissions de NO_x réelles totales — 4 047 kilotonnes d'émissions de NO_x excédentaires sur 6 433 kilotonnes d'émissions de NO_x réelles, représentant environ 62,9 % du total (voir le Tableau 1 pour les émissions de NO_x).

Tableau A2 – Comparaison des impacts sur la santé humaine et l'économie des émissions réelles et excédentaires de NO_x de l'UE et du Royaume-Uni, provenant de véhicules diesel Euro 5 et Euro 6 antérieurs au test RDE suspectés d'utiliser des dispositifs d'invalidation interdits entre 2009 et 2040.

Résultat	Cause	Polluant	En situation réelle	Excédent	Part de l'excès en situation réelle (%)
Nombre de décès					
Décès	Toutes causes confondues	Tous	326 000 (196 000 à 566 000)	205 000 (123 000 à 356 000)	62,9
Décès	Toutes causes confondues	NO ₂	208 000 (103 000 à 422 000)	131 000 (65 000 à 265 000)	63,0
		PM _{2,5}	122 000 (95 000 à 150 000)	76 000 (60 000 à 94 000)	62,3

Décès	Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)	O ₃ (8 h)	-3 700 (-2 100 à - 5 700)	-2 400 (-1 300 - - 3 600)	64,9
Nombre de cas de morbidité infantile					
Naissances de faible poids	Naissances de faible poids	PM _{2,5}	12 000 (4 000 à 21 000)	8 000 (2 000 à 13 000)	62,7
Naissances prématurées	Naissances prématurées	PM _{2,5}	19 000 (9 000 à 21 000)	12 000 (6 000 à 13 000)	63,2
Nouveaux cas d’asthme chez l’enfant	Asthme	NO ₂	242 000 (52 000 à 550 000)	152 000 (33 000 à 346 000)	62,8
Nombre de jours de congé maladie					
Absence au travail	Absence au travail (jours de congé maladie)	PM _{2,5}	38 000 000 (32 000 000 à 44 000 000)	24 000 000 (20 000 000 à 27 000 000)	63,2
Années vécues en situation d’incapacité					
Accidents vasculaires cérébraux	Accidents vasculaires cérébraux	PM _{2,5}	31 000 (10 000 à 62 000)	19 000 (6 000 à 39 000)	61,3
Diabète	Diabète		110 000 (24 000 à 235 000)	69 000 (15 000 à 147 000)	62,7
Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)	Maladie pulmonaire obstructive chronique (BPCO)		67 000 (23 000 à 127 000)	42 000 (15 000 à 80 000)	62,7
Coût en 2024 EUR (t n)					

Coût économique total	Tous	Tous	1,90 (1,15–3,31)	1,20 (0,72–2,07)	62,5
-----------------------	------	------	------------------	------------------	-------------