

Juillet
2012



*Rapport de la Commission
des comptes et de l'économie
de l'environnement
Santé et qualité de l'air extérieur*

La commission des comptes et de l'économie de l'environnement a validé ce rapport lors de sa réunion du 29 juin 2012 présidée par Michel Badré. Ce rapport thématique a été réalisé par la sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques et la sous-direction de la mobilité et de l'aménagement du SEEIDD.

Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)

Titre du document : Rapport de la Commission des comptes et de l'économie de l'environnement – « Santé et qualité de l'air extérieur »

Directrice de la publication : Dominique Dron

Auteur(s) : Stéphanie Depoorter, Doris Niklaus, Christophe Rafenberg

Date de publication : Juillet 2012

Remerciements : Les auteurs remercient tout particulièrement la Direction Générale de l'Énergie et du Climat (DGEC), la Direction Générale des Infrastructures, des Transports et de la Mer (DGITM), le Service de l'Observation et des Statistiques (SOeS) ainsi que le Centre Interprofessionnel technique d'études de la pollution atmosphérique pour leur relecture attentive et leur contribution.

Crédits photos (de gauche à droite et de haut en bas) : unité de production de granulés bois EO2 ; feu de bois ; pulvérisation et traitement des cultures ; trafic routier dense (Laurent Mignaux – MEDDE)

SOMMAIRE

INTRODUCTION	3
PARTIE I - LA POLLUTION DE L’AIR : DES PHENOMENES COMPLEXES	5
1.1. Qu’est-ce que la pollution de l’air ? De l’émission de polluants à l’exposition des populations	5
1.2. Les principaux polluants de l’air et les sources d’émissions	9
1.3. Quelle qualité de l’air en France aujourd’hui ?	13
PARTIE II - DES EFFETS DE LA POLLUTION DE L’AIR SUR LA SANTE AUX COUTS POUR LA SOCIETE	15
2.1. Les pathologies associées à une mauvaise qualité de l’air	15
2.1.1. Une mauvaise qualité de l’air aggrave la morbidité et induit une mortalité prématurée	15
2.1.2. Les effets d’une mauvaise qualité de l’air sur le système respiratoire	17
2.1.3. Les effets d’une mauvaise qualité de l’air sur le système cardio-vasculaire	19
2.1.4. Les effets probables d'une mauvaise qualité de l'air sur le système reproducteur.....	20
2.2. Certaines populations sont plus exposées et plus sensibles à la pollution de l’air que d’autres	21
2.2.1. Une population particulièrement sensible : les fœtus et les enfants	21
2.2.2. Les personnes âgées	21
2.2.3. D’autres catégories sociales sont susceptibles d’être plus touchées par la pollution de l’air que d’autres.....	22
2.2.4. Les expositions professionnelles.....	24
2.3. L’évaluation des impacts sanitaires de la pollution de l’air	25
2.3.1. Méthodologie générale de l’évaluation des impacts sanitaires liés à la pollution de l’air.....	25
2.3.2. Des approches spécifiques nécessaires.....	26
2.3.3. Néanmoins, malgré ces progrès la quantification des impacts sanitaires se heurte encore à de nombreuses difficultés	30
2.4. Des impacts sanitaires aux dommages sanitaires	31
2.4.1. L’évaluation monétaire de la mortalité et de la morbidité.....	31
2.4.2. Les coûts sanitaires liés à la pollution de l’air ou les bénéfices sanitaires liés à une réduction de la pollution de l’air.....	38
PARTIE III – LES POLITIQUES ACTUELLES EN FAVEUR DE L’AMELIORATION DE LA QUALITE DE L’AIR	47
3.1. Une politique globale à plusieurs niveaux	47
3.1.1. Les engagements internationaux et européens	47
3.1.2. La politique nationale.....	48
3.1.3. Les outils de politique publique.....	51
3.2. Impacts des politiques de lutte contre la pollution de l’air par certains polluants	56
3.2.1. Des progrès conséquents pour certains polluants : des politiques ciblées sur des polluants et des sources d’émissions bien identifiés	57
3.2.2. Des problèmes persistants pour d’autres polluants (ex. PM, NOx) : des efforts à poursuivre voire à amplifier	63
3.3. Des recherches en cours et des connaissances à améliorer	74
CONCLUSION	76

ANNEXES.....	77
ANNEXE II-1 – Les impacts sanitaires des principaux polluants de l’air.....	78
ANNEXE II-2 – Statistiques descriptives de la méta-analyse sur la valeur d’une vie humaine de l’OCDE.....	81
ANNEXE II.3 – Les impacts sanitaires liés à la pollution de l’air dans l’UE et en France (2005, CAFE)	82
ANNEXE III-1 : Les engagements internationaux de la France.....	83
ANNEXE III-2 : LE DISPOSITIF FRANÇAIS DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L’AIR.....	84
ANNEXE III-3 : Les plans et schémas	86
ANNEXE III-4 : Normes de la qualité de l’air en vigueur au 1 ^{er} janvier 2010	88
ANNEXE III-5 : Les normes « Euro ».....	90
BIBLIOGRAPHIE	91

Introduction

La qualité de l'environnement est un déterminant important de la santé des individus. Aussi, les bénéfices sanitaires constituent souvent une partie importante des avantages produits par les politiques environnementales.

C'est dans le domaine de l'air que les relations entre santé et qualité de l'environnement sont le mieux connues. Depuis une quinzaine d'années de nombreuses études européennes, dont certaines ont été déclinées au niveau national, ont contribué à conforter le lien entre qualité de l'air et santé.

Le présent rapport apporte une pierre à cet édifice en fournissant des éléments chiffrés sur le coût sanitaire lié à la qualité de l'air.

Après une présentation rapide des principales notions que recouvre la pollution de l'air, le rapport, à travers une mobilisation importante d'études étrangères, présente les différents liens qui ont pu être établis entre la qualité de l'air et différentes pathologies. Il s'attache ensuite à analyser, de façon plus approfondie, quelques études qui ont permis d'établir un lien quantifié entre la pollution de l'air et la santé que ce soit en termes de mortalité (décès prématurés) ou en termes de morbidité (journées de symptômes respiratoires, nouveaux cas de bronchites chroniques, ...). Ces impacts sanitaires se traduisent par des coûts pour la société : coûts des soins, perte de revenus liée à l'absentéisme (coûts marchands), perte de bien être liée à l'inquiétude, à l'inconfort ou encore à la restriction des activités de loisir ou domestiques (coûts non marchands). D'importants travaux européens ont permis de proposer des valeurs pour un ensemble de ces coûts sanitaires : décès prématurés, admissions hospitalières, journées de toux, journées de rhinites, cas d'asthme, etc. Sur la base de ces travaux, le rapport évalue entre 20 et 30 milliards d'euros (Mds €) par an le coût sanitaire lié à la qualité de l'air. Il s'agit pour l'essentiel de coûts non marchands. Les politiques d'amélioration de la qualité de l'air sont ainsi susceptibles de produire d'importants bénéfices pour la société.

La troisième partie du rapport est dédiée aux politiques d'amélioration de la qualité de l'air. Après avoir dressé un panorama des politiques publiques en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air et de leurs instruments, le rapport montre que les politiques ont permis de réaliser des progrès considérables dans la réduction des émissions par les sources fixes, bien identifiées (établissements industriels, par exemple). La localisation des émissions et le nombre restreint d'agents économiques concernés ont permis d'agir efficacement sur ces sources de pollution via notamment l'instrument réglementaire. La pollution due aux sources mobiles et diffuses (secteurs des transports, de l'agriculture et domestique) est plus complexe à réduire.

L'analyse menée dans le rapport est ciblée sur les enjeux sanitaires liés à la qualité de l'air extérieur. La problématique de l'air intérieur n'y est pas abordée et ce, même si la qualité de l'air intérieur peut être étroitement dépendante de la qualité de l'air extérieur (et sans préjuger du coût sanitaire de la pollution de l'air intérieur). De même, le rapport ne traite pas des coûts environnementaux. Ainsi, les coûts liés au changement climatique, les dommages aux bâtiments et aux structures, les dommages aux écosystèmes ou encore à l'agriculture, dont l'ampleur restera à préciser, ne sont pas traités dans le rapport.

L'analyse menée dans le rapport ne vise pas à analyser les impacts sanitaires d'un secteur en particulier, ni l'impact sanitaire d'une politique qui cible un secteur particulier ou encore à réaliser un bilan coûts avantages d'une politique. Néanmoins, compte tenu de l'implication du transport routier dans la pollution de l'air (en particulier pour les particules), celui-ci a fait l'objet d'une attention particulière.

Enfin, les coûts sanitaires chiffrés dans ce rapport doivent être vus comme des ordres de grandeur. En effet, l'évaluation des coûts sanitaires liés à la qualité de l'air reste, à ce jour, sujette à plusieurs limites :

- Incertitudes associées à la quantification de la fonction dose-réponse. Les effets sanitaires attribués à la pollution de l'air sont généralement déterminés à partir d'un indicateur de pollution (très souvent les particules). En effet, en raison des interactions potentielles entre les différents polluants dans l'air, il est difficile d'isoler l'effet propre de chacun d'entre eux. Il n'est donc pas possible d'additionner les effets sanitaires de chaque polluant présent dans l'air. Il est probable que les effets sanitaires attribués à un polluant donné n'intègrent qu'une partie des effets sanitaires des autres polluants. L'évaluation du coût de la pollution de l'air par les seules particules amène à sous-évaluer les effets sanitaires liés à la pollution de l'air. Cette sous-évaluation est accentuée par la connaissance encore imparfaite des effets sanitaires à long terme de certains polluants (l'ozone, par exemple).

- Incertitudes associées à l'évaluation des coûts non marchands. La perte de bien être liée à une maladie cardio-respiratoire, par exemple, ne saurait se réduire au coût des soins ou à la perte de productivité liée à l'absentéisme. La souffrance, le fait de ne pas pouvoir vaquer à ses occupations quotidiennes (loisir, travail domestique, ...), causent également une perte de bien être imparfaitement quantifiée à ce jour. L'évaluation de ces coûts suppose le recours à des méthodes spécifiques telles que l'évaluation contingente.
- L'évaluation porte sur les coûts sanitaires pour la métropole. Ils correspondent aux impacts sanitaires liés à l'exposition de la population française métropolitaine à la pollution de l'air sur le territoire métropolitain, même si une partie de la pollution peut être d'origine transfrontalière. L'évaluation n'intègre pas les impacts sanitaires liés à la production des biens et services importés consommés par les Français de la métropole. Le constat de la réduction des émissions françaises de certains polluants doit, à cet égard, être relativisé.

Partie I - La pollution de l'air : des phénomènes complexes

L'air est le mélange gazeux qui constitue l'atmosphère terrestre ; il est constitué à 99 % d'oxygène et d'azote, le reste étant composé naturellement d'argon, de dioxyde de carbone, d'hélium et d'autres gaz en très faible quantité (gaz trace).

La pollution de l'air se manifeste par la présence dans l'atmosphère de gaz ou d'aérosols qui engendrent une modification susceptible d'avoir des conséquences néfastes sur la santé ou sur l'environnement et le bâti.

Selon cette définition, la pollution de l'air peut avoir une origine naturelle (polluants libérés par les volcans, les océans, la végétation (pollens par exemple), les animaux, ...) ou anthropique, c'est-à-dire par des sources liées aux activités humaines (industrie, transport, chauffage, agriculture).

La définition retenue dans le présent rapport est celle précisée dans la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) du 30 décembre 1996. Celle-ci définit la pollution de l'air comme l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives.

1.1. Qu'est-ce que la pollution de l'air ? De l'émission de polluants à l'exposition des populations

La pollution de l'air résulte de l'émission dans l'air de rejets polluants (gaz ou particules) et de la concentration résiduelle de ces composés dans l'air ambiant, qui définit la qualité de l'air. Les relations entre les émissions de polluants dans l'air et leur concentration sont complexes et ne sont pas linéaires. En effet, les concentrations en polluants atmosphériques sont extrêmement changeantes dans l'espace et dans le temps. Elles sont fonction de plusieurs paramètres :

1. la répartition des sources d'émissions, qui peuvent être fixes (établissement industriel par exemple) ou mobiles (transports par exemple) (*cf. infra*) ;
2. la dispersion et la transformation des polluants en fonction notamment des conditions météorologiques, de la composition chimique de l'air et de la géographie des sites (*cf. encadré I.1*). Pour les polluants de type « aérosols », la dispersion dépend également de leur taille. Les particules peuvent être transportées sur des distances plus ou moins grandes avant d'être déposées au sol ; les plus fines d'entre elles ont la capacité de rester longtemps dans l'atmosphère.

Encadré I-1 – Émissions et concentrations : une relation complexe

La dispersion des polluants dans l'atmosphère est influencée par plusieurs paramètres, tels que le vent, la stabilité et l'état thermique de l'atmosphère, la topographie, etc.

- Le vent

Le vent est un facteur essentiel expliquant la dispersion des polluants. L'absence de vent favorise la concentration des polluants alors que sa présence les disperse. Un vent fort pourra néanmoins provoquer des retombées en panache et une pollution localisée.

- Le gradient vertical de température

Le gradient vertical de température détermine le mouvement ascendant ou descendant d'une masse d'air. La température de l'air diminue généralement avec l'altitude ce qui favorise la dispersion des polluants. Les inversions thermiques sont des cas particuliers où l'atmosphère, au lieu de se refroidir avec l'altitude, se réchauffe jusqu'à un certain niveau. Ce niveau représente une discontinuité thermique qui bloque toute possibilité d'échange vertical. Les polluants sont alors bloqués dans les basses couches de l'atmosphère où ils s'accumulent. Les inversions peuvent être observées tout au long de l'année par des nuits sans nuages avec un refroidissement fort du sol. En hiver, le réchauffement diurne n'est pas toujours suffisant pour faire disparaître cette inversion de basse couche qui a tendance à s'affirmer au fil des jours au cours de longs épisodes froids persistants.

- Les facteurs physiques (topographie, rugosité et revêtement du sol, bâtiments)

En montagne, l'air froid et la pollution s'écoulent vers les vallées où par densité cet air et la pollution environnante sont captifs. Les obstacles naturels ou les grandes constructions peuvent provoquer des tourbillons ou gêner la dispersion des polluants. L'agglomération constitue également un îlot de chaleur qui subsiste à la tombée du jour. L'air chaud en s'élevant provoque une dépression qui va attirer l'air plus frais de la périphérie, entraînant du même coup les polluants qui peuvent s'y trouver.

Sur le littoral ou au bord des grands lacs (inertie thermique des masses d'eau), on observe des phénomènes de brise de terre (le matin) et de brise de mer (l'après-midi). Dû aux différences de température, ce phénomène permet l'évacuation des polluants la matin et favorise leur retour l'après-midi.

- L'ensoleillement

L'ensoleillement provoque un réchauffement des sols et des surfaces. Cela entraîne des phénomènes de convection qui sont à l'origine de mouvements verticaux et horizontaux de l'atmosphère (l'air chaud étant plus léger de l'air froid). Par exemple, en montagne, sous l'influence du rayonnement solaire, des phénomènes de brise de pente, montante ou descendante, et de brise de vallée, entraînant l'air de la vallée vers le plateau et inversement, peuvent être observés.

L'ensoleillement agit également sur la chimie des polluants : l'énergie solaire (notamment les ultra-violets) peut « casser » certaines molécules dans l'air et cela favorise la formation photochimique de l'ozone dans la troposphère.

- La pluie et les gouttelettes de brouillard

La pluie et les gouttelettes de brouillard rendent solubles les polluants gazeux et les particules et les entraînent vers le sol.

- **Les réactions chimiques dans l'air.** Ces réactions sont notamment à l'origine de la formation de polluants secondaires tels que l'ozone ou les particules secondaires à partir de molécules précurseurs. Ainsi, les particules secondaires sont essentiellement formées à partir d'ammoniac et d'oxydes d'azote ; l'ozone à partir de composés organiques volatils et d'oxydes d'azote (voir bilan de la qualité de l'air 2010).

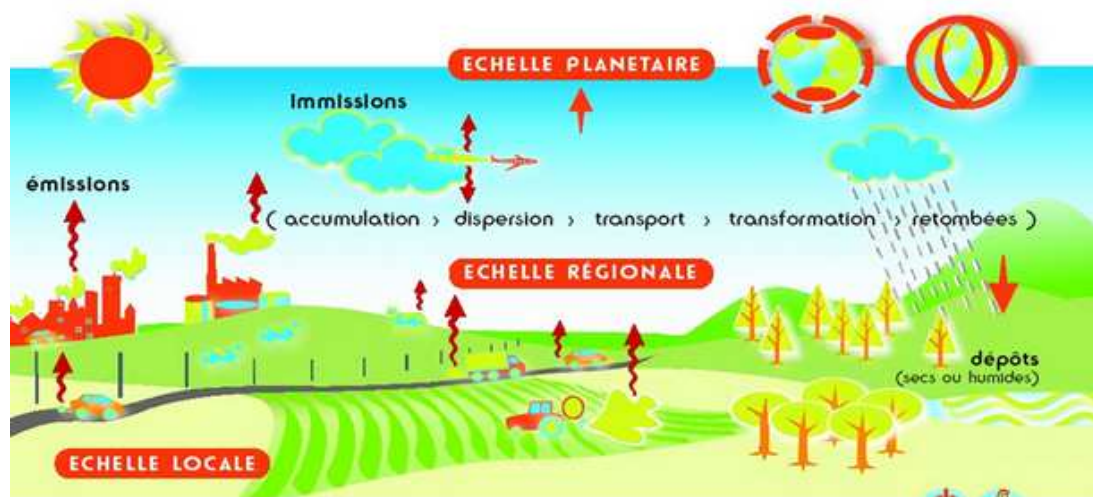
Source : N. Diaf, M. Bouchaour et B. Benyoucef, Paramètres influençant la dispersion des polluants gazeux, Revue Énergies Renouvelables, 2003 et CERTU et CETE de Lyon, La dispersion des polluants aux abords des infrastructures routières, juin 2009.

MEDDE, DGEC, bureau de la qualité de l'air, bilan de la qualité de l'air 2010

Il ressort que les phénomènes relatifs à la pollution atmosphérique peuvent se décliner selon différentes échelles spatio-temporelles (cf. figure I-1) :

- le niveau local ou **pollution de proximité** : il s'agit de la qualité de l'air ambiant au voisinage des sources d'émissions dans un rayon de quelques kilomètres ;
- le niveau régional ou **pollution à longue distance** : il s'agit des polluants qui retombent en partie à proximité des sources, mais aussi à des centaines, voire des milliers de kilomètres de leurs sources émettrices ;
- le niveau global ou **pollution planétaire**.

Figure I-1 - Les échelles de pollution



Source : ASPA

A chacune des échelles correspondent des problèmes et des modes de fonctionnement différents. Ainsi, les dommages causés par un niveau élevé de pollution ne se situent pas forcément auprès des sources d'émissions. Au niveau de la santé humaine, les conséquences d'un niveau élevé de pollution vont dépendre également de la densité de population au point de mesure et de la durée et de l'intensité d'exposition.

► La pollution de proximité¹

Les enjeux les plus importants de la pollution de proximité concernent les zones urbaines car c'est là que se situent la plupart des sources de pollution dues aux activités humaines (transport, chauffage, etc.) et que la population exposée est la plus dense². Cette pollution constitue un facteur de risque sanitaire important selon la plupart des données toxicologiques et épidémiologiques disponibles. Elle est notamment impliquée dans la genèse d'insuffisances respiratoires, de maladies cardiovasculaires, de l'asthme et de cancers. La pollution atmosphérique urbaine constitue un problème majeur de santé publique, compte tenu de la proportion de la population exposée et de la durée d'exposition. La pollution de proximité peut en effet être subie toute une vie (exposition chronique). A ce titre, des études récentes³ suggèrent de manière convergente que l'exposition chronique présente des impacts sanitaires plus élevés que l'exposition de court terme (lors de pics de pollution par exemple). En conséquence, le dossier s'attachera, dans la partie suivante, à étudier plus particulièrement les impacts sanitaires de l'exposition chronique reconnus aujourd'hui comme responsables des coûts sanitaires les plus importants.

En plus des effets sur la santé humaine, la pollution cause également des dommages sur les écosystèmes et le bâti.

► La pollution à longue distance

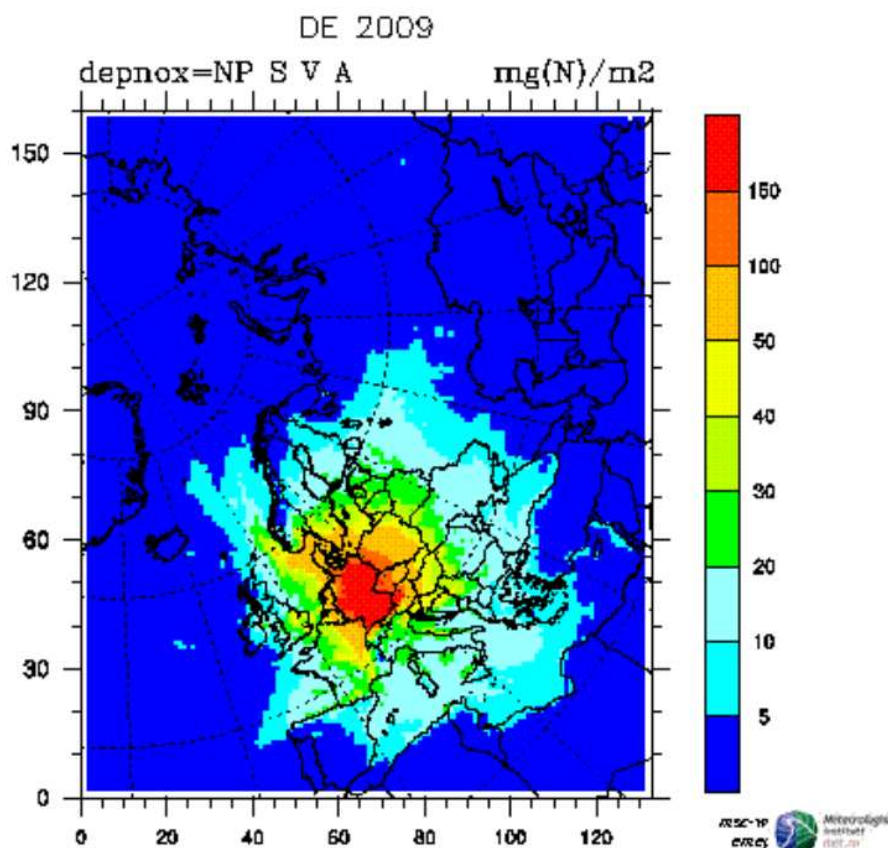
Les polluants émis par les activités humaines retombent en partie à proximité des sources, mais aussi à des centaines, voire des milliers de kilomètres de leurs sources émettrices. La figure ci-dessous illustre ce phénomène. On voit que les dépôts de NOx en provenance d'Allemagne en 2009 touchent toute la moitié est de la France.

¹ Les données générales présentées dans le paragraphe suivant sont issues du Bilan de la qualité de l'air 2010 du MEDDE (DGEC).

² Une forte densité implique des émissions de polluants au km² plus importantes donc des concentrations plus importantes. En parallèle la population exposée est également plus importante, on a donc un double effet qui fait que plus la densité de population augmente, plus il y a de personnes exposées à une mauvaise qualité de l'air. Cet effet mécanique explique pourquoi les problèmes de qualité de l'air se concentrent majoritairement au sein des villes.

³ AFSSE, Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, Estimation de l'impact lié à l'exposition chronique aux particules fines sur l'espérance de vie, juin 2005

Dépôts de NOx en provenance d'Allemagne en 2009 (en mg/m²)



Source : EMEP⁴ (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)

Les principaux problèmes de pollution à longue distance sont l'acidification, l'eutrophisation des écosystèmes, la pollution photochimique (cf. encadré I-2) et la pollution par les polluants secondaires. Cette pollution a par exemple été impliquée sous forme de « pluies acides » dans la genèse de troubles forestiers et dans l'acidification de nombreux lacs, notamment lors des années 1960 - 1980 sur de larges parties de l'Europe. En outre, les dépôts de certains polluants (métaux lourds par exemple) peuvent conduire à une contamination de la chaîne alimentaire. L'ozone photochimique a, quant à lui, un impact sur la baisse des rendements des cultures.

Lorsqu'elle retombe sur les zones urbaines, cette pollution importée vient s'ajouter à la pollution de proximité (cf. supra). Par exemple, en Ile-de-France, près de 60 % de la concentration annuelle en particules fines mesurée auprès du périphérique parisien résulte d'une production locale (44 % par le trafic sur cet axe et 17 % par la pollution générale de l'agglomération parisienne) et près de 40 % provient d'autres régions françaises et européennes⁵.

⁴ Le programme "European Monitoring and Evaluation Programme" est un programme scientifique issu de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontière.

⁵ Airparif, Origine des particules en Ile-de-France, septembre 2011

Encadré I-2 – Acidification, eutrophisation, pollution photochimique

Acidification

Les polluants acides (SO_2 , NO_x , NH_3 , HCl , HF) émis par les activités humaines retombent en partie à proximité des sources, mais aussi à des centaines, voire des milliers de kilomètres de leurs sources émettrices. Ces polluants retombent sous forme de retombées sèches ou humides. Pendant le transport, ces polluants se transforment. SO_2 et NO_x se transforment en sulfates (SO_4^{2-}) et en nitrates (NO_3^{2-}) dans le cas où l'atmosphère est sèche, ainsi qu'en acide sulfurique (H_2SO_4) et en acide nitrique (HNO_3) dans le cas où l'atmosphère est humide. Certaines pluies ont un pH compris entre 3 et 4 alors que l'eau pure a un pH de 5,6. Les retombées acides ont des effets sur les matériaux, les écosystèmes forestiers et les écosystèmes d'eau douce.

L'ammoniac (NH_3), émis majoritairement par le secteur de l'agriculture (élevage), réagit, quant à lui, dans l'atmosphère pour former des sels d'ammonium. Les dépôts d'ammonium ne sont pas acides en tant que tels mais peuvent avoir un effet acidifiant au contact du sol en libérant des ions H^+ par transformation en nitrites NO_2^- ou nitrates NO_3^- . De ce fait, ils ont également un effet eutrophisant sur les écosystèmes.

Eutrophisation

Il s'agit d'une perturbation de l'équilibre biologique des sols et des eaux due à un excès d'azote notamment d'origine atmosphérique (NO_x et NH_3) par rapport à la capacité d'absorption des écosystèmes.

Pollution photochimique ou pollution photo-oxydante

Il s'agit d'un ensemble de phénomènes complexes qui conduisent à la formation d'ozone et d'autres composés oxydants (peroxyde d'hydrogène, aldéhydes, peroxy acétyl nitrate ou PAN) à partir de polluants primaires (appelés précurseurs) : oxydes d'azote et composés organiques volatils (COV) et d'énergie apportée par le rayonnement Ultra Violet (UV) solaire. Ces phénomènes ont lieu dans les couches d'air proches du sol et dans la troposphère libre. L'ozone formé à ce niveau est qualifié de "mauvais ozone" en raison de ses effets néfastes sur la santé humaine et sur les végétaux. L'ozone de la stratosphère (19-30 km d'altitude), au contraire est qualifié de "bon ozone" puisqu'il nous protège du rayonnement UV solaire.

Il en est de même pour la formation de particules secondaires notamment à partir d'oxydes d'azote ou encore d'ammoniac. Ces particules secondaires peuvent représenter jusqu'à 50 à 60 % des particules mesurées dans l'air.

Sources : CITEPA et MEDDE (SoeS et DGEC)

► La pollution planétaire

Ce type de pollution a été mis en évidence au cours des années 1980 avec les observations des chercheurs sur l'effet de serre et la destruction de l'ozone stratosphérique. Les changements climatiques et l'impact des pollutions sur la couche d'ozone présentent des dangers sanitaires et environnementaux considérables pour l'Homme et les écosystèmes. Selon les estimations fournies par le quatrième rapport du Groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC), la température globale moyenne pourrait s'élever de 1 à 6°C d'ici la fin du XXI^e siècle.

A l'exception des dommages liés au changement climatique, la part la plus importante des dommages liés à la pollution de l'air est de nature sanitaire. Ces dommages sanitaires résultent d'une exposition des populations aux pollutions de proximité et de longue distance. Sur ces bases, le présent dossier étudiera exclusivement les phénomènes de pollution de proximité et de longue distance ; la pollution planétaire (effet de serre et destruction de l'ozone stratosphérique) ne sera pas traitée.

1.2. Les principaux polluants de l'air et les sources d'émissions

► Les principaux polluants atmosphériques

Les polluants atmosphériques néfastes pour l'environnement et la santé se présentent sous la forme de gaz ou de particules. Il existe des polluants dits « primaires » qui sont émis directement : monoxyde d'azote, dioxyde de soufre, monoxyde de carbone, poussières primaires, métaux lourds, composés organiques volatils. S'ajoutent à ceux-ci des polluants « secondaires » issus de transformations physico-chimiques des gaz parfois complexes : pour donner ozone, particules, etc. Les principaux polluants font l'objet d'inventaires d'émissions⁶. Ces inventaires constituent une évaluation de la quantité d'une substance

⁶ La convention de Genève sur la pollution atmosphérique à longue distance, signée en 1979, a été l'élément déclencheur des réflexions et tentatives pour organiser et structurer les données relatives aux rejets de polluants sous la forme d'inventaires d'émissions de polluant. Cette dynamique a ensuite été relayée par un programme de la Commission Européenne Corinair, qui a permis de générer le premier inventaire d'émission Corinair.

polluante émise par sources d'émissions et pour une zone géographique et une période de temps données. En France, les inventaires annuels nationaux sont réalisés pour le MEDDE/DGEC par le CITEPA⁷.

Les polluants visés par ces inventaires sont les suivants (cf. tableau I-1) :

- polluants impliqués dans l'acidification, l'eutrophisation et la pollution photochimique (cf. encadré I-2).
- les gaz à effet de serre ;
- les métaux lourds ;
- les Polluants Organiques Persistants (POP) ;
- les poussières uniquement les particules primaires.

Tableau I-1 : Les polluants suivis par le CITEPA

Les polluants impliqués dans l'acidification, eutrophisation, pollution photochimique	Dioxyde de soufre (SO ₂), Oxydes d'azote (Nox), Ammoniac (NH ₃), Composé Organique Volatil Non Méthanique (COVNM), Monoxyde de Carbone (CO)
Gaz à effet de serre	Dioxyde de carbone (CO ₂), Méthane (CH ₄), Protoxyde d'azote (N ₂ O), Hydrofluorocarbure (HFC), Perfluorocarbure (PFC), Hexafluorure de Soufre (SF ₆)
Métaux lourds	Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Cuivre (Cu), Mercure (Hg), Nickel (Ni), Plomb (Pb), Sélénium (Se), Zinc (Zn)
Polluants Organiques Persistants	Trichloroéthylène (TRI), Trichloroéthane (TCE), Tetrachloroéthylène (PER), Dioxines et furanes (Diox), Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), Polychlorobiphényles (PCB) et Hexachlorobenzène (HCB)
Poussières	Particules en suspension (TSP) et particules fines (PM ₁₀ , PM _{2.5} et PM _{1.0})

Source : CITEPA, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France, avril 2011

Les pollens et les pesticides ont également des effets sur la qualité de l'air et des impacts sanitaires plus ou moins connus.

La surveillance aéropollinique est réalisée en France par le réseau national de surveillance aérobiologique (RNSA), qui assure les mesures, les analyses et la diffusion des résultats.

La contamination de l'air par les pesticides est plus mal connue. C'est en 2000 que les premières mesures de pesticides dans l'air ont été réalisées par les associations de surveillance de la qualité de l'air afin d'établir un premier état des lieux de la présence de ces substances dans l'atmosphère sur le territoire national. Les mesures se sont ensuite intensifiées permettant d'obtenir une couverture géographique nationale à l'exception des DOM. Des travaux sont actuellement conduits dans le cadre de l'observatoire des résidus de pesticides pour améliorer la connaissance des niveaux de contamination des compartiments aériens.

Le présent dossier ne prendra en compte que la pollution d'origine anthropique ; le cas des pollens ne sera donc pas traité.

► Les sources d'émissions

La pollution atmosphérique associée aux activités humaines émane de plusieurs secteurs : l'industrie, les transports, le secteur résidentiel et tertiaire, et l'agriculture. Ces sources peuvent être fixes, comme les installations industrielles, ou mobiles, comme les transports. Ces dernières sont à l'origine d'une pollution plus diffuse.

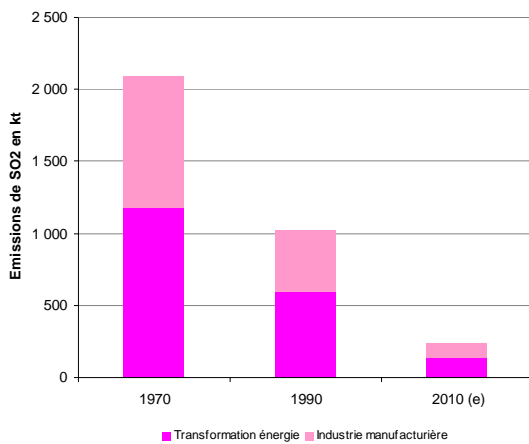
Une baisse des émissions des sources fixes

Historiquement, le secteur industriel était le principal contributeur à la pollution de l'air (phénomène de « smog »). Sur les dernières décennies, le contrôle, l'amélioration des processus industriels et la désindustrialisation ont permis une baisse rapide et significative des émissions. Le dioxyde de soufre (SO₂) est le principal polluant de la pollution industrielle liée à la production

⁷ Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique.

et transformation énergétiques. Le graphique suivant illustre la baisse des émissions de SO₂ du secteur industriel français entre 1970 et 2010.

Figure I-2 : Émissions de SO₂ du secteur industriel en France entre 1970 et 2010



Paris sous le « smog »

(Roxanne Latreille et Mathieu Vincent-Longtin)

Source : CITEPA

Une contribution accrue des transports et du chauffage résidentiel et tertiaire à la pollution atmosphérique urbaine

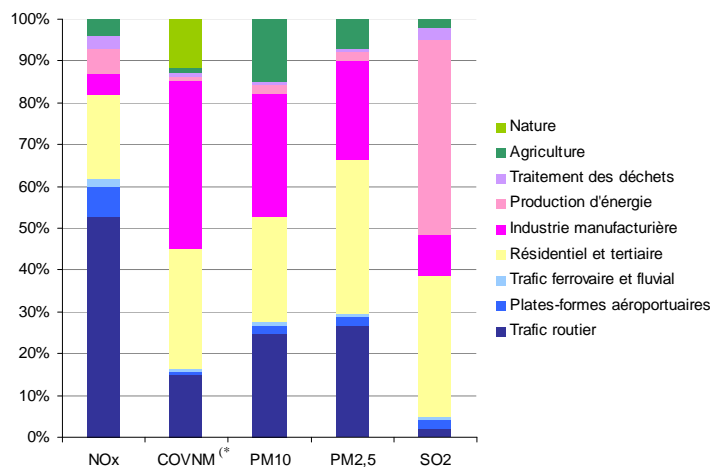
Aujourd'hui, l'enjeu le plus important concerne le secteur des transports qui est la principale source d'émissions de polluants atmosphériques en ville. Les émissions atmosphériques liées aux transports sont issues principalement du mode routier ; il s'agit pour l'essentiel des émissions d'oxydes d'azote et de particules fines. Les bénéfices dus à l'amélioration du parc de voitures (pots catalytiques, normes d'émissions, réduction de la consommation) sont limités par l'augmentation continue du trafic.

Les émissions du secteur domestique représentent également des sources de pollution significatives en ville. Elles sont liées notamment au chauffage et à la production d'eau chaude sanitaire. Les émissions de polluants diffèrent en fonction du type d'installation et du combustible utilisé. Par exemple, le bois-énergie, qui présente des atouts indéniables en terme d'émission de gaz à effet de serre, peut en revanche conduire à des émissions importantes d'autres polluants de l'air tels que les particules, les HAP, les oxydes d'azote, le monoxyde de carbone, etc. En Ile-de-France par exemple, le chauffage au bois est une source très significative de PM_{2,5}. En hiver, il est à l'origine de près de 30 % des PM_{2,5} produites dans l'agglomération. La comparaison entre la consommation⁸ par type de combustible pour le chauffage résidentiel et la quantité de PM_{2,5} émise montre que le bois ne représente que 5 % de l'ensemble des combustibles utilisés pour le chauffage résidentiel tandis qu'il est responsable de 84 % des émissions de PM_{2,5} du secteur. En comparaison, le gaz naturel, dont la consommation atteint presque 80 %, émet moins de 3 % des PM_{2,5} du secteur chauffage résidentiel⁹.

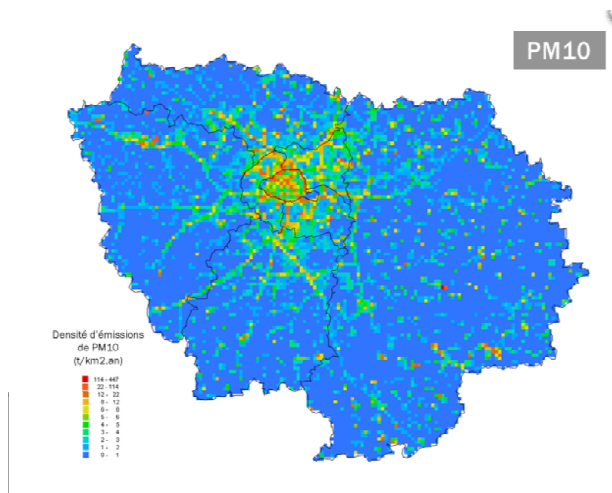
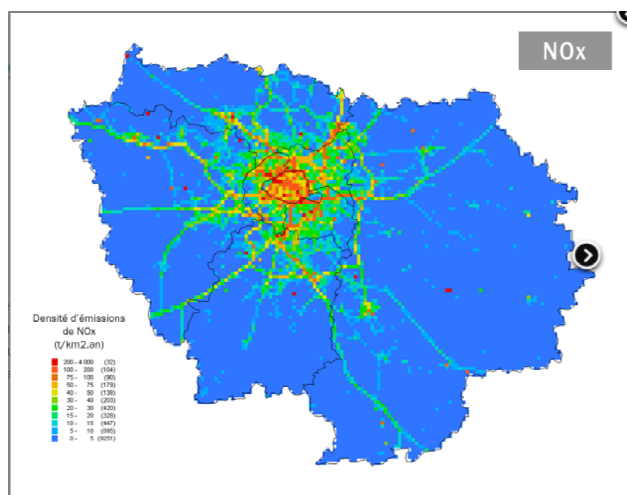
⁸ Energie finale

⁹ L'ensemble de ces données est extrait de l'étude récente d'Airparif sur l'origine des particules en Ile-de-France (Airparif, Origine des particules en Ile-de-France, septembre 2011).

Figure I-3 : Les émissions de polluants en Ile-de-France par sources d'émissions en 2007 et la répartition géographique des émissions de NOx et de PM₁₀ primaires



(*) Les composés organique volatils non méthaniques (COVNM) sont des polluants très variés dont les sources d'émissions sont multiples : industrie, transport routier. Les forêts sont également des sources importantes de COVNM.



Légende des cartes : la densité des émissions, en t/km²/an, est croissante du bleu vers le rouge. Pour les NOx, la première classe est [0 - 5] et la dernière [200 ; 4 000]. Pour les PM₁₀, la première classe est [0 ; 1] et la dernière [114 ; 447].

Source : Airparif

Le transport routier apparaît comme le secteur prépondérant dans les émissions franciliennes d'oxydes d'azote et comme la deuxième source d'émission de particules fines (PM_{2,5}) avec le secteur résidentiel et tertiaire. La carte des émissions d'oxydes d'azote fait également ressortir de façon très marquée l'importance des grands axes routiers dans les émissions de ce polluant. Les émissions de PM_{2,5} sont relativement plus diffuses en raison de la représentation plus importante du secteur résidentiel et tertiaire dans ces émissions et sa fraction de particules secondaires.

L'agriculture : une pollution de l'air liée à l'utilisation d'engrais et de produits phytosanitaires

Le secteur de l'agriculture est à l'origine des émissions atmosphériques d'ammoniac, de méthane et de PM₁₀. Les rejets d'ammoniac sont liés à l'utilisation d'engrais azotés et au stockage des déjections animales alors que les émissions de méthane concernent principalement l'élevage. L'ammoniac est un précurseur de particules secondaires qui sont à l'origine de phénomènes de pollution à longue distance. Une attention particulière est en outre portée depuis quelques années à la contamination de l'air par les produits phytosanitaires.

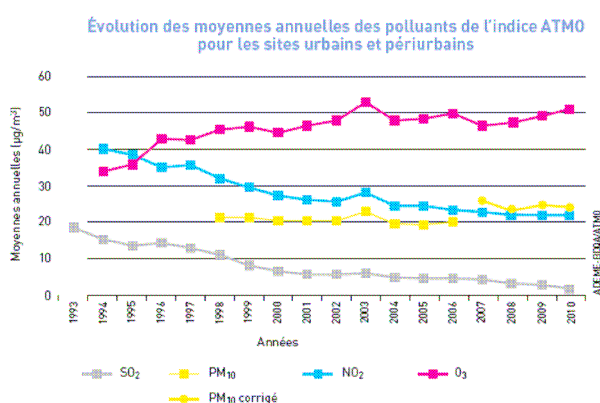
1.3. Quelle qualité de l'air en France aujourd'hui ?

En 20 ans, des progrès notables ont été réalisés en matière de pollution atmosphérique. Depuis les années 1990, les émissions de dioxyde de soufre et d'oxyde d'azote sont en diminution constante, notamment pour les rejets des installations fixes (foyers de combustions industriels et domestiques, procédés industriels, etc.). Ces progrès sont pour partie le résultat des améliorations technologiques et de l'évolution des normes nationales ou européennes en matière d'émissions et de qualité des combustibles et des carburants, tant pour les installations fixes industrielles ou domestiques que pour les transports routiers. En France les progrès proviennent également pour une part de la substitution de l'énergie nucléaire aux énergies fossiles dans la production de l'électricité.

Malgré une tendance générale à la baisse des émissions, la France ne respecte pas encore toutes les normes européennes (pour les PM₁₀, le NO₂ et les NO_x notamment) et des progrès restent donc à faire au niveau de l'amélioration de la qualité de l'air.

L'indice ATMO donne une information synthétique à destination du public sur les concentrations de polluants atmosphériques dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants. Les grandes évolutions depuis les années 1990 de cet indice, représentées ci-dessous, montrent la baisse continue du dioxyde de soufre, la baisse puis la stagnation du dioxyde d'azote, la légère hausse des particules en suspension et la hausse sensible de l'ozone. Ainsi, en dépit de la baisse des émissions, certaines zones urbaines demeurent soumises à des pollutions chroniques.

Figure I-4 : Evolution des moyennes annuelles de polluants de l'indice ATMO pour les sites urbains et périurbains (*)



(*) Les différents sites de mesure sont décrits de manière plus détaillée dans l'encadré I-3.

Source : ADEME, La qualité de l'air dans les agglomérations françaises, Données et références, BQA 2011

Encadré I-3 : La classification des stations de mesure de la pollution atmosphérique

Pour appréhender l'ensemble des phénomènes complexes décrits précédemment, la pollution est mesurée dans différentes stations dont la classification correspond aux problèmes de pollution atmosphérique rencontrés actuellement. On trouve ainsi des stations urbaines, périurbaines, rurales régionales, rurales nationales, industrielles, en proximité de trafic et des stations d'observation spécifique. Les caractéristiques de ces stations sont présentées dans le tableau suivant.

		Objectifs
Stations de fond réalisant un suivi de l'exposition moyenne des personnes et de l'environnement	Station urbaine	Suivi de l'exposition moyenne de la population aux phénomènes de pollution atmosphérique dits de "fond" dans les centres urbains.
	Station périurbaine	Suivi de la pollution photochimique notamment l'ozone et ses pré-curseurs et éventuellement les polluants primaires et suivi du niveau d'exposition moyen de la population aux phénomènes de pollution atmosphérique dits de "fond" à la périphérie du centre urbain. <i>Note : nous n'avons pas repris le terme "suburbain" qui apparaît dans la directive Eol mais qui pose des difficultés en termes de définition de l'urbanisation au niveau européen.</i>
	Station rurale régionale	Surveillance de l'exposition des écosystèmes et de la population à la pollution atmosphérique de "fond" notamment photochimique à l'échelle régionale. Elles participent à la surveillance de la qualité de l'air sur l'ensemble du territoire et notamment dans les zones rurales.
	Station rurale nationale	Surveillance dans les zones rurales de la pollution atmosphérique dite de "fond" issue des transports de masses d'air à longue distance, notamment transfrontaliers.
Stations de proximité	Industrielle	Fournir des informations sur les concentrations mesurées dans des zones représentatives du niveau maximum auquel la population riveraine d'une source fixe est susceptible d'être exposée, par des phénomènes de panache ou d'accumulation.
	Trafic	Fournir des informations sur les concentrations mesurées dans des zones représentatives du niveau maximum d'exposition auquel la population située en proximité d'une infrastructure routière est susceptible d'être exposée
	Station d'observation spécifique	Besoins spécifiques tels que l'aide à la modélisation ou la prévision, le suivi des émetteurs autres que l'industrie ou la circulation automobile (pollution de l'air d'origine agricole...), le maintien d'une station "historique" etc...

Source : ADEME, *Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air*, 2002

Partie II - Des effets de la pollution de l'air sur la santé aux coûts pour la société

Il existe un consensus chez les experts en santé sur le fait que la pollution de l'air extérieur, à son niveau actuel, aggrave la morbidité (en particulier les maladies respiratoires et cardio-vasculaires) et induit une mortalité prématurée¹⁰. Ces effets sur la santé sont susceptibles de produire d'importants coûts pour la société.

L'évaluation des coûts sanitaires liés à la qualité de l'air suppose deux grandes étapes :

- La quantification des impacts sanitaires liés à pollution de l'air : il s'agit de déterminer les effets de la pollution de l'air sur la mortalité et sur la morbidité. Pour cela, il est nécessaire de quantifier, via des indicateurs de mortalité et/ou de morbidité, l'impact de la qualité de l'air sur la santé des individus. Cette quantification nécessite le recours à l'épidémiologie.
- L'attribution d'une valeur monétaire à ces indicateurs.

Après avoir exposé, dans un premier temps, les principales pathologies associées à la pollution de l'air puis les principaux outils méthodologiques de l'évaluation des impacts sanitaires et les difficultés associées à cette évaluation, ce chapitre présentera, dans un second temps, les principales méthodes permettant de donner une valeur monétaire à ces impacts. Enfin, nous montrerons, à travers quelques études de chiffrage des impacts sanitaires, l'importance des coûts liés à la pollution de l'air pour la société, et en particulier, par les particules de plus en plus utilisées comme un marqueur de la pollution de l'air en général.

Ce chapitre permettra notamment de constater que si la connaissance s'est considérablement améliorée dans ce domaine au cours des dernières années, de nombreuses interrogations subsistent tant dans l'identification exhaustive des impacts sanitaires et des coûts associés que dans celle des polluants impliqués.

2.1. Les pathologies associées à une mauvaise qualité de l'air

2.1.1. Une mauvaise qualité de l'air aggrave la morbidité et induit une mortalité prématurée

► Morbidité et mortalité

L'exposition des individus à la pollution de l'air aggrave **la morbidité et induit une mortalité prématurée** à travers notamment ses effets sur les systèmes respiratoires et cardiovasculaires. Elle provoque à la fois des effets sanitaires survenant à court terme (quelques heures à quelques jours), encore appelés effets aigus. Ceux-ci disparaissent spontanément quand cesse l'exposition, si celle-ci n'a pas occasionné de désordres irréversibles. Ces effets sont induits par une exposition de courte durée à un épisode de pollution de forte intensité (par exemple, les effets sanitaires liés à un pic de pollution). On les différencie des effets sanitaires liés à une exposition à long terme (exposition faible et prolongée), encore appelés effets chroniques qui surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire des décennies, et qui sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement (cf. encadré II.1.).

¹⁰ Commission Européenne (2005) - Externalities of Energy : Methodology 2005 Update, ExternE

Encadré II.1. – Définitions

Exposition

L'exposition d'un individu à un polluant peut être définie par la quantité de polluant en contact avec un individu au cours d'une période donnée (courte ou longue) ; on peut aussi la décrire comme la co-existence d'un individu et d'un polluant dans le même micro-environnement (le domicile, le lieu de travail, le véhicule etc.) au cours de cette période. L'effet biologique et sanitaire de cette exposition est lié à la nature du polluant (propriétés physico-chimiques ou (micro-)biologiques), à la susceptibilité propre de l'individu (personne ou moment d'exposition plus ou moins sensible), à l'intensité, à la durée (toute la vie ou pendant un laps de temps plus court) et à la fréquence (continue, répétée ou non dans le temps) de l'exposition (Source : ANSES).

Effet sanitaire

Conséquence d'un effet biologique qui met en danger le fonctionnement normal d'un organisme et peut donc représenter une menace pour la santé de la personne (Source : ANSES).

Morbidité

Indicateur de mesure de la fréquence des maladies ou des états de mauvaise santé d'une population (Source : ANSES).

Mortalité ou taux de mortalité

Rapport du nombre de décès de l'année à la population totale moyenne de l'année (Source : INSEE).

Mortalité prématurée

Met l'accent sur les causes des décès survenant à un âge sensiblement inférieur à l'espérance de vie moyenne de la population. Le calcul du nombre d'années potentielles de vie perdues permet de préciser et de compléter cette notion, en attribuant à chaque décès la différence entre l'espérance de vie moyenne du groupe de population auquel appartient la personne décédée et l'âge au décès (Source : ANSES).

► **Les effets sanitaires à court terme et à long terme¹¹**

Les effets sanitaires de la pollution de l'air sont aujourd'hui documentés par de nombreuses études. Ils concernent tant les effets à court terme que les effets à long terme.

Les effets à court terme

De nombreuses études ont mis en évidence l'existence d'associations entre les niveaux de pollution couramment observés et la mortalité toutes causes confondues et pour des causes plus spécifiques. Concernant les polluants gazeux comme l'ozone et le dioxyde d'azote, des associations significatives ont été observées pour la mortalité totale et la mortalité cardio-respiratoire. Pour les particules, de nombreuses études ont démontré l'effet des PM10 (et plus récemment des PM 2,5). De nombreuses études ont également montré l'existence d'associations significatives entre la pollution de l'air et les hospitalisations pour les pathologies cardio-respiratoires en général et pour des pathologies plus spécifiques comme la broncho-pneumopathie chronique obstructive, l'asthme, l'insuffisance cardiaque, les cardiopathies ischémiques, l'infarctus du myocarde ou les maladies cérébro-vasculaires.

Les effets à long terme

Des études récentes ont mis en évidence les effets à long terme de la pollution atmosphérique non seulement sur la mortalité toutes causes confondues, mais aussi sur la mortalité par cancer du poumon et la mortalité cardio-pulmonaire. Ces études mettent également en évidence un lien entre l'exposition chronique à la pollution de l'air et l'incidence des maladies cardiovasculaires, l'incidence du cancer du poumon ou encore le développement de l'asthme chez l'adulte.

¹¹ INVS (2008) - Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, concepts et méthodes,.

2.1.2. Les effets d'une mauvaise qualité de l'air sur le système respiratoire

► Bref rappel physiologique

20 000 litres d'air traversent quotidiennement notre système respiratoire, et chaque jour notre cœur pompe l'équivalent de 8 000 litres de sang pour un équivalent de 100 000 battements cardiaques. Tout au long du cheminement de l'air dans les voies respiratoires (cf. encadré II.2), l'air subit un filtrage et les impuretés présentes dans l'air inspiré (poussières, bactéries, ...) se fixent sur une fine couche de mucus protecteur qui tapisse les voies respiratoires. Ce mécanisme de défense de l'appareil respiratoire contre les agressions extérieures n'est pas toujours totalement efficace face aux nombreux polluants qui se retrouvent dans l'air.

Encadré II.2- Le système respiratoire

On distingue deux parties dans le système respiratoire : les voies respiratoires supérieures (VRS) (ou voies aériennes supérieures (VAS)) et les voies respiratoires inférieures (VRI) (ou voies aériennes inférieures (VAI)).

L'air traverse d'abord les voies respiratoires supérieures : il entre et sort par le nez ou la bouche, s'engouffre par le pharynx (carrefour aérodigestif) et le larynx (gorge).

L'air continue ensuite son chemin pour parvenir au niveau de la trachée qui se ramifie progressivement en bronches de plus en plus petites jusqu'aux bronchioles, conduits de moins d'un millimètre de diamètre qui permettent l'accès de l'air aux alvéoles. Au niveau des alvéoles pulmonaires se déroulent les échanges gazeux nécessaires à l'alimentation en oxygène et à l'élimination du dioxyde de carbone de l'organisme (passage de l'oxygène des poumons vers le sang, passage du dioxyde de carbone du sang vers les poumons).

► Les effets de la pollution de l'air sur le système respiratoire¹²

A court terme, lors des épisodes de pollution, les polluants de l'air peuvent provoquer une réaction inflammatoire au niveau des muqueuses respiratoires et favoriser l'apparition de symptômes liés à des problèmes respiratoires préexistants. Chez l'asthmatique ils peuvent favoriser sa réaction aux allergènes auxquels il est déjà sensibilisé et les manifestations d'hyperréactivité des bronches provoquées en particulier par l'ozone¹³. Les symptômes ressentis pourront alors se traduire par des rhinites, de la toux, voire une crise d'asthme.

A long terme, la pollution chronique favorise la poursuite et/ou l'accroissement de l'inflammation des bronches. Des études réalisées aux Etats-Unis montrent un excès de mortalité cardio-respiratoire et par cancer pulmonaire dans les villes les plus polluées par rapport aux moins polluées (cf. encadré II.3). L'exposition chronique à la pollution de l'air augmente également le risque d'asthme (cf. encadré II.4)

¹² <http://ile-de-france.sante.gouv.fr/sante-publique/environnement-et-sante/air-et-sante/effets-sur-la-sante-de-la-pollution.html>

¹³ Par conséquent, en cas de pollution par l'ozone, l'asthmatique peut faire une réaction allergique avec une quantité moindre d'allergènes présents dans l'air qu'il respire. En d'autres termes, cette personne risque, en cas de pollution par l'ozone et en présence des allergènes auxquels elle est sensible, de faire plus facilement une réaction allergique ou de faire une réaction allergique plus forte (rhinite, toux, larmoiements, crises d'asthme)

Encadré II.3 – Les particules fines impliquées dans les cancers pulmonaires

L'étude dite des « Six Villes »¹⁴ a mis en évidence des liens entre l'exposition aux particules et au dioxyde de soufre et la mortalité par cancer du poumon avec des excès de risques relatifs de l'ordre de 1,2 à 18 %¹⁵. Cette étude a fait l'objet de nouvelles analyses en 2002, 2003 et 2006¹⁶. Les résultats obtenus sont très proches des résultats initiaux de 1993.

L'étude de Pope et al. (2002), fondée sur les données de l'étude de l'American Cancer Society (ACS) montre que les niveaux d'exposition chronique aux PM_{2,5} sont significativement associés au risque de décès par cancer du poumon (+ 8 % pour une augmentation de 10 µg/m³).

Des travaux réalisés par l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (Afsset) portant sur 76 unités urbaines françaises (un peu plus de 15 millions de personnes âgées de 30 ans ou plus) ont permis d'estimer que, dans cette population, en 2002, 600 à 1100 décès par cancer de poumon (selon les hypothèses de risque retenues) seraient attribuables à l'exposition chronique aux PM_{2,5}¹⁷

Une étude plus récente¹⁸ de Michelle C. Turner confirme ce lien.

Encadré II.4 – La pollution de l'air et l'asthme

Chez de nombreuses personnes, la sensibilité bronchique s'est accrue progressivement depuis une vingtaine d'années¹⁹.

Aujourd'hui en France, on estime que :

- 30 % de la population présente une allergie respiratoire (rhinite allergique),
- 2 millions de personnes souffrent d'asthme
- 10 à 14 % des jeunes de 20 à 24 ans ont déjà fait au moins une crise d'asthme dans leur vie
- 50 000 personnes sont atteintes d'une insuffisance respiratoire grave.

Une enquête réalisée dans 6 villes françaises²⁰ dans le cadre de l'étude ISAAC (International study of asthma and allergies in childhood) montre une augmentation significative de l'asthme (et des allergies). Il ressort que les enfants résidant depuis huit ans dans des zones avec des pollutions élevées ont 1,5 fois plus d'asthme et 2 fois plus d'asthme à l'effort. « On observe des effets nocifs à des valeurs voisines (12 microgrammes / m³) du seuil limite recommandé par l'OMS (10 microgrammes / m³) pour les particules fines (inférieures ou égales à 2,5 microns), liées notamment au diesel ». De fortes associations positives entre la distance à la route principale la plus proche et la bronchite asthmatique ont également été mises en évidence par les études de Morgenstern et al²¹. Le risque relatif de survenue des maladies est le plus élevé pour les enfants qui vivent à moins de 50 mètres des rues à fort trafic.

¹⁴ Dockery et al. (1993) - « Harvard six cities studies (HSCS) »

¹⁵ Institut National du Cancer (INCa) (2009) - Collection Fiches repère Etat des connaissances - www.e-cancer.fr

¹⁶ Villeneuve PJ, Goldberg MS, Krewski D, Burnett RT and Chen Y (2002) - Fine particles air pollution and all cause mortality within the Harvard six cities study : variations in risk by period of exposure in. *Ann Epidemiol* 2002 ;12:568-76. Krewski D, Burnett RT, Goldberg MS, Hoover K, Siemiatycki J, Jerrett M, Abrahamowicz M, White Overview of the reanalysis of the Harvard six cities study and American Cancer society of particules air pollution and mortality (2003), in *J Toxicol Environ Health A* 2003; 66:1507-51 Laden F, Schwartz J, Speizer FE and Dockery (2006) - Reduction in fine particulate air pollution and mortality : extended follow-up of the Harvard six cities study *Am J Respir Crit Care Med* 2006.

¹⁷ AFSSE, Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : rapport 1, mai 2004

¹⁸ Michelle C. Turner, [Daniel Krewski](#), [C. Arden Pope](#), [Yue Chen](#), [Susan M. Gapstur](#) et [Michael J. Thun](#) (2011) - Long-term Ambient Fine Particulate Matter Air Pollution and Lung Cancer in a Large Cohort of Never-Smokers

¹⁹ Pour ces chiffres et les suivants <http://ile-de-france.sante.gouv.fr/environnement-et-sante/air-et-sante/effets-sur-la-sante-de-la-pollution.html>

²⁰ [Isabella Annesi-Maesano](#), [David Moreau](#), [Denis Caillau](#), [François Lavau](#), [Yvon Le Moullec](#), [André Taytard](#), [Gabrielle Pauli](#) and [Denis Charpin](#) (2007) - Residential proximity fine particles related to allergic sensitisation and asthma in primary school children" *Respiratory Medicine*.

²¹ Morgenstern V. et al. « Atopic diseases, allergic sensitization, and Exposure to Traffic Related Air Pollution in children" *American Journal of respiratory and critical care medicine* vol 177, 2008

► **Synthèse des principales pathologies respiratoires associées à la pollution de l'air et les symptômes associés**

Récapitulatif non exhaustif des principales pathologies respiratoires rencontrées chez les personnes exposées aux polluants de l'air	
Maladies	Symptômes
Cancer du Poumon	toux irritative persistante, des difficultés respiratoires, des infections bronchiques répétées, accompagnées de fièvre
Asthme	crises de dyspnée, sensation d'oppression, dans la poitrine, toux irritative avec expectoration
Maladies respiratoires infectieuses d'origine virale ou bactérienne favorisées par la pollution et ses effets irritants sur les muqueuses	Toux, rhinites, pharyngites, laryngites, bronchites (ou bronchiolites chez les enfants) peuvent être chroniques, avec expectoration. Souffle court Fatigue et malaise général Douleur thoracique Fièvre
Allergie respiratoire	Rhinites, syndrome asthmatique
Maladie Pulmonaire obstructive chronique (MPOC)	Maladie pulmonaire chronique, habituellement causée par le tabagisme. Les MPOC les plus courantes sont la bronchite chronique et l'emphysème. Les symptômes les plus fréquents sont la toux avec expectoration, essoufflement, limitation du débit aérien déficit de l'échange gazeux.

Source : Synthèse CGDD

2.1.3. Les effets d'une mauvaise qualité de l'air sur le système cardio-vasculaire

Les polluants peuvent accroître sensiblement le nombre de maladies cardio-vasculaires associé à un risque accru de décès. Les maladies cardio-vasculaires les plus fréquentes sont l'infarctus du myocarde (cf. encadré II.5), les accidents vasculaires cérébraux (ou AVC) et l'angine de poitrine.

Encadré II.5 - Pollution de l'air et infarctus

Une étude nord-américaine²² a conclu qu'une augmentation de l'exposition moyenne sur un an à une concentration de particules supérieure à 10 µg/m³ se traduit par une augmentation de 16 % du taux de mortalité global et un accroissement de 43 % du taux de mortalité par infarctus (le tabagisme et l'excès de poids étant deux facteurs aggravant le risque de mortalité)²³.

Les relations mises en évidence entre polluants et impacts sont complexes : ainsi, les impacts sanitaires pourraient être plus importants pour certaines populations notamment les femmes à certaines étapes de leurs vies²⁴.

Les effets de la pollution atmosphérique en termes de morbidité et de mortalité respiratoire et cardio-vasculaire sont aujourd'hui assez largement documentés. Les connaissances sur les effets de la pollution atmosphérique sur la reproduction sont par contre relativement restreintes.

²² Pope CA, hun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW (1995) -. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Amj Respir Crit CareMed* 1995; 151: 669-74.

²³ Robin C. Puett et al (2008) - Chronic Particulate Exposure, Mortality, and Coronary Heart Disease in the Nurses' Health Study», in *American Journal of Epidemiology*

²⁴ Kristin A. Miller, David S. Siscovick, Lianne Sheppard, Kristen Shepherd, Jeffrey H. Sullivan, Garnet L. Anderson, Joel D. Kaufman, *New Eng J Med*, (2007) - Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women 356:pp 447-458..

2.1.4. Les effets probables d'une mauvaise qualité de l'air sur le système reproducteur

► Les effets de la pollution de l'air sur le système reproducteur

On entend par reproduction l'ensemble des étapes allant de la formation des gamètes à la naissance. Les premiers articles qui traitent des impacts probables de la pollution atmosphérique sur le système reproducteur sont parus en 1977²⁵. Malgré les difficultés de l'évaluation, les résultats disponibles à ce jour suggèrent que la pollution atmosphérique peut agir sur les différentes étapes de la reproduction.

En matière de fertilité, des études suggèrent qu'une forte exposition à la pollution du trafic routier est responsable d'une baisse de la fertilité masculine²⁶. Cette baisse de fertilité s'exprime par le temps de conception d'un premier enfant qui est plus long chez les individus fortement exposés aux polluants (15 mois (-± 1,5)) que chez les individus du groupe témoin plus faiblement exposés aux polluants (8 mois ± 0,4). Une étude américaine fait part d'effets similaires pour le SO₂ qui réduit la fécondabilité et la probabilité de grossesse lorsque sa concentration augmente.²⁷

La pollution atmosphérique semble également être responsable d'une augmentation de la mortalité intra-utérine. Ainsi, une étude menée sur la ville de São Paulo²⁸ fait état d'une association entre mortalité intra-utérine et exposition plus marquée au NO_x et aux particules

Quant aux naissances prématurées, une étude nord-américaine²⁹ (cf. encadré II.6) montre qu'elles sont significativement plus élevées lorsque les mères et les fœtus sont exposés aux polluants du trafic routier. Un poids plus faible à la naissance est aussi significativement associé à cette exposition

Encadré II.6 – Pollution de l'air et naissances prématurées

Selon une étude américaine de 2008³⁰ une augmentation moyenne de 50 µg/m³ des niveaux de PM₁₀ au cours des six semaines précédant la naissance est associée à une augmentation de 7 % du nombre de naissances prématurées. Une augmentation moyenne de 40,05 µg/m³ des niveaux de SO₂ au cours des six dernières semaines avant la naissance est associée à une augmentation significative de 15 % du nombre de naissances prématurées³¹.

Néanmoins, pour conforter ces résultats, des études complémentaires sont nécessaires pour évaluer l'exacte ampleur de ces effets et les mécanismes sous-jacents

L'exposition à d'autres polluants de l'air extérieur, comme les pesticides, est soupçonnée d'affecter les capacités de reproduction de l'homme.

Les principaux polluants de l'air connus et impliqués dans les impacts sanitaires sont détaillés en annexe II.1 ainsi que leurs principaux effets sur la santé.

²⁵ Williams L, Spence A, Tideman SC (1977) -. Implications of the observed effects of air pollution on birth weight. Soc Biol 24(1):1-9.

²⁶ De Rosa M, Zarrilli S, Paesano L, Carbone U, Boggia B, Petretta M, Maisto A, Cimmino F, Puca G, Colao A, Lombardi G. Hum Reprod (2003) - Traffic pollutants affect fertility in men.;18:pp 1055-61.

²⁷ Dejmek J, Jelínek R, Solansky I, Benes I, Srám RJ (2000) - Fecundability and parental exposure to ambient sulfure dioxide. Environ Health Perspect ;108:647-654.

²⁸ Pereira LAA, Loomis D, Conceição GMS, Braga ALF, Arcas RM, Kishi HS, Singer JM, Böhm GM, Saldiva (1988) - Association between air pollution and intrauterine mortality in São Paulo, Brésil OHN Environ Health Perspect;106:325-9

Wilhelm M, Ritz B.(2003) - Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles Country, California, 1994-1996 Environ Health Perspect;111:207-216

²⁹ Parker JD, Woodruff TJ, Basu R, Schoendorf KC (2005) - Air pollution and birth weight among term infants in California. Pediatrics;115(1):121-128

³⁰ Air pollution and birth weight among term infants in California Parker JD, Woodruff TJ, Basu R, Schoendorf KC. Pediatrics 2005;115(1):121-128

³¹ Sagiv SK, Mendola P, Loomis D, Herring AH, Neas LM, Savitz D, Poole C (2005) - A time series analysis of air pollution and preterm birth in Pennsylvania, 1997-2001. Environ Health Perspect 113 :602-606.

2.2. Certaines populations sont plus exposées et plus sensibles à la pollution de l'air que d'autres

La pollution de l'air affecte, de façon différente, certains groupes de populations soit parce qu'ils sont plus sensibles que d'autres groupes à la pollution de l'air (enfants, personnes âgées, personnes souffrant de certaines pathologies), soit parce qu'ils sont davantage exposés à la pollution de l'air (exposition professionnelle, résidents de quartiers à proximité d'axes routiers très fréquentés, ...).

2.2.1. Une population particulièrement sensible : les fœtus et les enfants

Les enfants sont particulièrement sensibles aux polluants atmosphériques. Le système respiratoire est très vulnérable tout au long des processus de maturation et de différenciation qui amènent progressivement l'appareil respiratoire à l'âge adulte. Ces processus commencent in utero, dès les premières semaines de la vie fœtale, et se terminent quasiment à l'âge adulte³². Ainsi, le nombre d'alvéoles continue à se multiplier jusqu'à l'âge de trois ans et l'appareil respiratoire poursuit son développement jusqu'à la fin de la croissance (cf. encadré II.7 et paragraphe 2.1.4).

Encadré II.7- Des fœtus particulièrement sensibles à la pollution de l'air

Dans le cadre de l'étude mère-enfants EDEN^{33et34}, les chercheurs ont mené une étude auprès de 280 femmes enceintes dont les résultats semblent indiquer que l'exposition aux polluants atmosphériques, notamment ceux issus de la combustion (trafic routier, chauffage) pourrait nuire à la croissance du fœtus.

L'effet des polluants atmosphériques pourrait se manifester dès le deuxième trimestre de la grossesse³⁵, ce qui se traduit par une diminution du poids à la naissance et une diminution du périmètre crânien.

L'association entre pollution atmosphérique et croissance fœtale a été observée pour des femmes de la population générale, à des niveaux d'exposition fréquemment rencontrés dans les villes françaises de taille moyenne. Les résultats obtenus confirment ceux d'une étude précédemment menée par la même équipe de chercheurs.

Ces résultats s'expliquent par l'exposition à un mélange de polluants atmosphériques dont le taux de benzène est un marqueur. Ce mélange inclut des centaines de composés, dont des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), des composés organiques volatils, des métaux lourds, à la fois sous forme de gaz et de particules en suspension. Certains gaz et la fraction la plus fine de ces particules sont susceptibles de pénétrer les poumons et d'atteindre les alvéoles pulmonaires, où ils peuvent passer dans la circulation sanguine maternelle. Les mécanismes biologiques par lesquels ces polluants atmosphériques pourraient altérer la croissance du fœtus n'ont pas encore été identifiés. Les chercheurs de l'Inserm testent notamment l'hypothèse selon laquelle la pollution atmosphérique serait capable de perturber les fonctions endothéliales ou cardiovasculaires de la femme enceinte, ce qui pourrait limiter les échanges entre la mère et le fœtus, et donc altérer la croissance de ce dernier. Des effets « perturbateurs endocriniens » sont aussi suspectés.

2.2.2. Les personnes âgées

Plusieurs études (cf. encadré II.8) montrent que les personnes âgées semblent être hypersensibles à la pollution de l'air. Cette sensibilité à la pollution atmosphérique serait due à la diminution de leurs capacités anti-oxydantes locales et à la réduction de la capacité d'adaptation de leur système de défense.³⁶

Les femmes de plus de 65 ans semblent être particulièrement sensibles à la pollution de l'air³⁷.

³² Marie-Luce Choukroun - Le poumon de l'enfant, Explorations Fonctionnelles Respiratoires CHU de Bordeaux, Laboratoire de Physiologie, Université Bordeaux II. 33 Bordeaux. France

³³ EDEN est une importante étude de recherche épidémiologique mise en place par l'Inserm et les CHU de Nancy et Poitiers. Elle bénéficie du soutien de l'AFSSET (Agence Française de la Sécurité Sanitaire de l'environnement et du travail), du ministère de la Santé, de l'Agence Nationale de la Recherche. Les femmes enceintes participant à ces cohortes ont été recrutées entre 2002 et 2006.

³⁴ Rémy Slama et al. (2009) - Maternal Personal Exposure to Benzene during Pregnancy and Intrauterine Growth and the EDEN mother-child cohort study group, *Environmental Health Perspectives* 117(8).

³⁵ <http://www.inserm.fr/espace-journalistes/quel-impact-de-l-exposition-des-femmes-enceintes-aux-polluants-atmospheriques-sur-la-croissance-foetale> 18 juin 2009

³⁶ Kelly F.J., Dunster C., Mudway I. (2003) - Air pollution and the elderly: oxidant/antioxidant issues worth consideration, *European Respiratory Journal*, 21 (suppl. 40):70s-75s.

³⁷ Kristin A. Miller, David S. Siscovick, Lianne Sheppard, Kristen Shepherd, Jeffrey H. Sullivan, Garnet L. Anderson, Joel D. Kaufman (2007) - Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women [archive], *New Eng J Med* 356:447-458.

Encadré II.8 – Une hypersensibilisation des personnes âgées à la pollution de l’air

Au cours du grand épisode de “smog” à Londres durant l’hiver 1952, caractérisé par une élévation brutale de la pollution acido-particulaire, les tranches d’âge les plus élevées avaient les taux de mortalité constatés les plus importants³⁸.

Une étude portant sur le Grand Londres sur une période de trois ans (1992-1994), à partir des registres de médecins généralistes, montre une association positive chez les consultants âgés de 65 ans et plus entre l’augmentation des consultations pour atteinte des voies aériennes supérieures et le niveau des PM10 et du dioxyde d’azote mesurés sur la même période.³⁹

A Tokyo, dans les services d’urgence des hôpitaux durant les mois de juillet et août, des chercheurs japonais et américains ont réalisé une étude sur une période de 15 ans (entre 1980 et 1995). Le but était d’étudier la relation entre les admissions de personnes de plus de 65 ans pour un certain nombre de maladies respiratoires et cardio-vasculaires graves, la température et le niveau de deux polluants : les oxydes d’azote et les PM10. Une corrélation a été observée entre ces polluants et les admissions pour un certain nombre de pathologies cardio-respiratoires graves comme l’infarctus du myocarde, l’insuffisance cardiaque, l’asthme, les bronchites, avec une atteinte plus importante des sujets de sexe masculin⁴⁰.

Lors de la canicule de l’été 2003 à Paris, les victimes étaient essentiellement des personnes de plus de 65 ans. Ce phénomène caniculaire a été caractérisé, non seulement par une élévation de la température à des valeurs extrêmes, mais aussi par une très forte augmentation de la teneur atmosphérique en certains polluants, notamment les particules fines, les oxydes d’azote et l’ozone.

2.2.3. D’autres catégories sociales sont susceptibles d’être plus touchées par la pollution de l’air que d’autres.

Au cours des vingt dernières années, de nombreux travaux de recherche ont mis en évidence que les populations socio-économiquement défavorisées étaient davantage touchées que les populations plus aisées par de nombreux problèmes de santé. Ainsi, les taux de certaines maladies cardio-vasculaires (infarctus du myocarde, accidents vasculaires cérébraux), respiratoires (asthme sévère, cancer du poumon, broncho-pneumopathie chronique obstructive), et de mortalité liée à ces maladies augmentent graduellement des populations les plus aisées vers les plus défavorisées. Le même constat prévaut pour les naissances prématurées (cf. encadré II.9). Or, la pollution atmosphérique est fortement suspectée d’être un facteur de risque important pour ces atteintes sanitaires⁴¹.

Encadré II.9 – Lien entre naissances prématurées et environnement socio-économique

Une étude nord-américaine⁴² montre que les mères d’origine hispanique de Los Angeles qui résident dans des zones défavorisées sur le plan socio-économique (à bas statut économique et social) et qui vivent dans des zones à forte exposition à la pollution liée au trafic routier connaissent un taux de naissances prématurées de 30 % supérieur à celles qui vivent dans des quartiers moins impactés par la circulation routière. Pour les niveaux de statut économique et social moyens, avec de fortes expositions à la pollution de l’air, l’augmentation du taux de naissances prématurées est de 18 à 19 %.

La pollution atmosphérique pourrait contribuer aux inégalités sociales par deux voies :

- les populations socio-économiquement défavorisées pourraient être plus exposées à la pollution de l’air que les populations plus favorisées (différentiel d’exposition)
- les populations socio-économiquement défavorisées pourraient être plus sensibles aux effets de la pollution atmosphérique que les populations plus favorisées (différentiel de vulnérabilité). Ce différentiel de vulnérabilité

³⁸ Jean-François Tessier et Jean-Guy Bartaire (2005) - Les seniors, une cible privilégiée pour la pollution atmosphérique revue Extrapol n°26

³⁹ Hajat S., Anderson H.R., Atkinson R.W., Haines A., (2002) - Effects of air pollution on general practitioner consultations for upper respiratory diseases in London Occupational and Environmental Medicine ;59:294-299.

⁴⁰ Ye F., Piver W.T., Ando M., Portier C.J.(2001) - Effects of temperature and air pollutants on cardiovascular and respiratory diseases for males and females older than 65 years of age in Tokyo, July and August 1980-1995, Environmental Health Perspectives;109 (4): 355-359.

⁴¹ Olivier LAURENT et Denis BARD (2007) - Niveau socio-économique, pollution atmosphérique et santé : quelles approches méthodologiques, École nationale de la santé publique, dans Extrapol n° 31, juin 2007

⁴² Ponce N.A, Hog gatt K.J, Wilhelm M. et Ritz B (2005) - Preterm birth: the interaction of traffic-related air pollution with economic hardship in Los Angeles. Am J Epidemiol 162; 140-48.

pourrait être lié à un état sanitaire comparativement plus dégradé et à un moindre accès aux soins. De ce fait, les populations défavorisées pourraient souffrir plus fortement des effets sanitaires de facteurs de risques environnementaux.

⇒ un possible différentiel d'exposition

En Amérique du Nord, des études ont montré que les personnes les plus défavorisées sont plus exposées à la pollution atmosphérique liée au trafic ou aux émissions industrielles^{43,44}. Certaines de ces études nord américaines ont caractérisé l'environnement socio-économique des populations exposées à la pollution de l'air par un indice de « défaveur sociale »^{45,46}. Cet indice tient compte de différents paramètres agrégés (revenus, niveau d'étude...). Ces environnements socio-économiques défavorisés sont caractérisés par des concentrations totales de particules et de SO₂ plus élevées que les autres quartiers de la ville. En outre, un pourcentage important de sujets atteints de ces pathologies vit à proximité d'axes routiers.

Des études conduites aux Pays-Bas dans la région de Rijnmond ou dans le Yorkshire anglais montrent que les territoires défavorisés conjuguent des nuisances variées (bruit du trafic, pollution atmosphérique, habitat dégradé...). De plus, les personnes qui résident dans ces territoires occupent souvent des emplois où elles sont exposées à d'autres facteurs de risque, avec des horaires de travail irréguliers ou décalés, des charges physiques, du bruit ou l'utilisation de produits dangereux. Les temps de trajet domicile-travail peuvent être longs, notamment dans les grandes agglomérations urbaines, et vont induire fatigue, stress ou inhalation de polluants nocifs dans le trafic automobile ou le métro.

⇒ un différentiel de vulnérabilité

Parallèlement, des études montrent que même lorsque les sujets de milieux sociaux défavorisés résident dans des secteurs urbains moins affectés par la pollution, les conséquences sanitaires de cette exposition sont plus marquées que pour des milieux plus aisés.

Une étude canadienne montre ainsi que, si le risque d'être affecté par la pollution atmosphérique des sujets à haut revenu et haut niveau d'exposition à la pollution de l'air est de 33 % supérieur à celui de la population générale du Canada, il est de 162 % supérieur pour les sujets à bas niveau de revenus. Même lorsque les sujets à bas revenus sont soumis à un bas niveau d'exposition à la pollution de l'air, leur risque relatif d'être affecté par la pollution atmosphérique reste plus élevé que les sujets à haut revenu soumis à un haut niveau d'exposition à la pollution de l'air (82 % contre 33 %) ⁴⁷.

Cela résulte de divers processus qui conjuguent leurs effets : une plus grande vulnérabilité (état de santé précaire, moindre recours aux soins), la qualité souvent dégradée de l'habitat, des conditions de travail des personnes d'origine modeste. « Ainsi, les parcours de vie des personnes voient s'accumuler dès la prime enfance les effets inégaux de cette « pression environnementale » et en portent les stigmates au fil des âges. Les inégalités face aux risques induits par l'environnement se manifestent à la fois « en direct » par ses effets nocifs à court terme ou après certaines latences, et « en différé », au travers de vulnérabilités individuelles construites depuis l'enfance par l'effet combiné des stress et agressions endurés, de modes de vie peu favorables à la santé et d'un pauvre accès aux soins. »⁴⁸.

En France, le projet de recherche PAISARC (pollution atmosphérique, inégalité sociale, asthme et risque cardiaque : influence du contexte de vie) s'inscrit dans cette perspective de mieux connaître le rôle des expositions environnementales dans les inégalités sociales de santé⁴⁹.

⁴³ C. Aschan-Leygonie et S. Baudet-Michel (2009) - Risque, vulnérabilité, résilience : comment les définir dans le cadre d'une étude géographique sur la santé et la pollution atmosphérique en milieu urbain ?

⁴⁴ Voir par exemple les résultats d'une étude réalisée dans le cadre d'un programme de recherche sur les inégalités sociales d'exposition aux risques environnementaux (projet Equi-Area. Ainsi, en France, l'étude de la répartition spatiale des 52 installations industrielles relevant du registre européen EPER dans la zone de Lille métropole confirme que les unités territoriales Iris de l'Insee (regroupement d'ilôts en fonction de facteurs socio-économiques communs) se situant dans la catégorie la plus élevée d'un indice de défaveur socio-économique sont localisées près des sites industriels. De même, il a été montré que les villes ayant la plus grande proportion de résidents d'origine étrangère avaient plus de chance d'être proches de sites de stockage de déchets dangereux, après ajustement sur la taille de la commune et le revenu moyen.

⁴⁵ La défaveur sociale correspond à un état observable et démontrable de désavantage relatif face à la communauté locale ou à l'ensemble de la société à laquelle appartient l'individu, la famille, le groupe (Townsend - 1987)

⁴⁶ Finkelstein MM, Jerrett M and Sears MR,. (2005) - Environmental inequality and circulatory disease mortality gradients J.Epidemiol. Community Health 59;481-87.

⁴⁷ Finkelstein MM, Jerrett M, De Luca P, Finkelstein N, Verma DK, Chapman K, Sears (2003) - Relation between income, air pollution and mortality: a cohort study MR. Canadian Medical Association Journal CMAJ. 169(5):397-402.

⁴⁸ S. Deguen, D. Zmirou-Navier (2010) - Expositions environnementales et inégalités sociales de santé, adsp 73, décembre 2010

⁴⁹ L'objectif de ce projet est d'évaluer l'intérêt d'une nouvelle approche mesurant, par le biais d'une typologie et d'une nouvelle unité, les effets du contexte de vie sur le risque d'exacerbation de l'asthme, d'une part, et la survenue d'infarctus, d'autre part, induits par la pollution atmosphérique sur la Communauté urbaine de Strasbourg (CUS).

Ce phénomène d'inégalité environnementale est susceptible de se traduire par des biais dans les études épidémiologiques en zone urbaine. Par exemple, en France, la catégorie socio-professionnelle « ouvrier-employé » est généralement plus exposée à la pollution dans son milieu professionnel. Parallèlement, S. Rican⁵⁰ montre que les personnes de la catégorie « ouvriers-employés » meurent plus précocément de maladies cardio-respiratoires ou vasculaires que les autres catégories socio-professionnelles (vulnérabilité accrue).. D. Pumain⁵¹ montre que plus la ville est importante et plus la catégorie socio-professionnelle « ouvrier-employé » est sur-représentée. Cet élément est susceptible de biaiser les études épidémiologiques réalisées en zone urbaine si elle n'est pas prise en compte.

Une étude nord américaine a également établi un lien entre naissances prématurées et environnement socio-économique (cf. encadré II.9).

Les enfants de milieu social défavorisé semblent être plus exposés aux oxydes d'azote que les enfants des milieux sociaux plus favorisés⁵². Cette « vulnérabilité socio-économique » s'ajoute à la « vulnérabilité physiologique » des enfants.

2.2.4. Les expositions professionnelles

Certaines catégories professionnelles sont, compte tenu de leurs activités, plus exposées à la pollution de l'air extérieur que la population générale. C'est le cas par exemple des conducteurs d'autobus⁵³, des personnes exerçant des activités au contact de la circulation : agents de la circulation⁵⁴, du personnel chargé de l'entretien des routes ou agents de péages⁵⁵...

Les usagers professionnels de la route sont également plus exposés que le reste de la population à la pollution de l'air extérieur⁵⁶, laquelle se concentre dans les habitacles. Des études ont montré que la concentration moyenne de particules PM_{2,5} mesurée dans les autobus était supérieure à la concentration moyenne de l'air ambiant (32,1 µg/m³ contre 5,0 µg/m³ dans l'air ambiant). C'est également le cas dans les tunnels. Ainsi, dans un tunnel montant, la concentration en NO est supérieure à 1 500 µg/m³, supérieure à 400 µg/m³ pour les NOx et atteint 400 µg/m³ pour les particules en valeur maximale. Pour mémoire, l'OMS indique que la concentration de 200 µg/m³ en moyenne horaire est un seuil maximum.

Les zones de parking, en particulier les parkings couverts, constituent d'autres zones d'expositions élevées du personnel⁵⁷.

Remarque : on peut relever que les usagers des autobus, des parkings couverts peuvent être exposés, ponctuellement, aux mêmes niveaux de concentrations de polluants que les chauffeurs de bus ou les employés des parkings. Néanmoins, le temps auquel ils y sont exposés est bien moindre. L'exposition qui en résulte est ainsi bien plus grande pour les salariés concernés que pour les usagers.

Si ces risques ne doivent pas être négligés, il est néanmoins important de souligner que l'exposition professionnelle ne saurait se réduire à cette seule pollution. Ainsi, la pollution de l'air intérieur constitue dans de nombreuses situations un facteur de risque vraisemblablement plus élevé que celle relative à la pollution de l'air extérieur⁵⁸. En outre, certaines catégories professionnelles peuvent être exposés à des polluants spécifiques : c'est le cas par exemple des ouvriers du secteur du bâtiment et des travaux publics. Certaines de ces expositions peuvent être prolongées : ainsi, 17 % des ouvriers (et 60 % des maçons) sont exposés au ciment plus de 10 heures par semaine⁵⁹.

⁵⁰ Gérard Salem, Stéphane Rican, Éric Jouglu (1999) - Atlas de la santé en France, vol. 1 : Les causes de décès Paris, John Libbey Eurotext

⁵¹ Denise Pumain (1995) - L'organisation de la ville

⁵² Lin M, Chen Y, Villeneuve PJ, Burnett RT, Lemyre L, Hertzman C, McGrail KM, and Krewski D (2004) - Gaseous air pollutants and asthma hospitalization of children with low household income in Vancouver, British Columbia, Canada Am J Epidemiol ;159:294-303

⁵³ Ole Hertel, Steen Solvang Jensen, Helle Vibeke Andersen, Finn Palmgren, Peter Wählin, Henrik Skov, Ivan Vejsgaard Nielsen, Mette Sørensen, Steffen Loft, and Ole Raaschou-Nielsen (2001) - Human exposure to traffic pollution. Experience from Danish studies*, in Pure Appl. Chem., Vol. 73, No. 1, pp. 137-145,

⁵⁴ N. S. Ahmed; K. S. El-Cendy; A. KH. El-Refai; S. A. Marzouk; N. S. Bakry; A. H. El-Sebae; S. A. Soliman (1987) ; Assessment of Lead Toxicity in Traffic Controllers of Alexandria, Egypt, Road Intersections ; Archives of Environmental Health: An International Journal, Volume 42, Issue, pages 92 - 95

⁵⁵ De Rosa M, Zarrilli S, Paesano L, Carbone U, Boggia B, Petretta M, Maisto A, Cimmino F, Puca G, Colao A, Lombardi G.(2003) - Traffic pollutants affect fertility in men, Hum Reprod 18:1055-61.

⁵⁶ JP. Morin, F. Gouriou, D. Preterre, V. Delmas et M. Bobbia (2008) Mesures de concentration des polluants émis par le transport automobile dans l'habitacle d'un véhicule inséré dans le trafic routier

⁵⁷ ANSES (2010) - Activités professionnelles et qualité de l'air des parcs de stationnement couverts ; Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail [archive] Saisine n° « 2008-003 », 8 p

⁵⁸ Pour les polluants « classiques » de l'air extérieur, il est d'ailleurs souvent très difficile de faire la part des effets sanitaires qui sont attribuables à la pollution de l'air intérieur et à la pollution de l'air extérieur.

⁵⁹ Arnauo B., Flourey M.C., Vinck L. « Les ouvriers du bâtiment et des travaux publics », Premières synthèses – Informations, février 2008, N° 7.

Le ministère du travail a mis en place un outil d'évaluation des expositions aux risques professionnels des salariés en France : l'enquête SUMER¹. Celle-ci vise à en établir la cartographie. L'objectif est de permettre ainsi de définir des actions prioritaires de prévention et de réaliser des outils d'aide au repérage des expositions pour tous les acteurs impliqués dans le domaine du travail et de la santé au travail, d'alimenter la réflexion sur les politiques de prévention et les politiques de recherche⁶⁰.

2.3. L'évaluation des impacts sanitaires de la pollution de l'air

L'évaluation quantitative des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air fait appel à la méthodologie générale de l'évaluation de l'impact sanitaire (cf. encadré II.10).

La mise en œuvre de cette évaluation à la problématique de la « pollution de l'air et santé » se heurte à de nombreuses difficultés méthodologiques qui nécessitent le recours à des protocoles d'études particuliers.

2.3.1. Méthodologie générale de l'évaluation des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air

Les évaluations d'impact sanitaire de la pollution atmosphérique visent à quantifier l'impact de la pollution atmosphérique sur la santé (par exemple, le nombre de décès prématurés attribuables ou le nombre de cas d'asthmes attribuables à la pollution de l'air) à court et à long terme à partir de relations exposition risque (E-R) issues des études épidémiologiques lorsque la nature causale de la relation mise en évidence peut être raisonnablement acceptée.

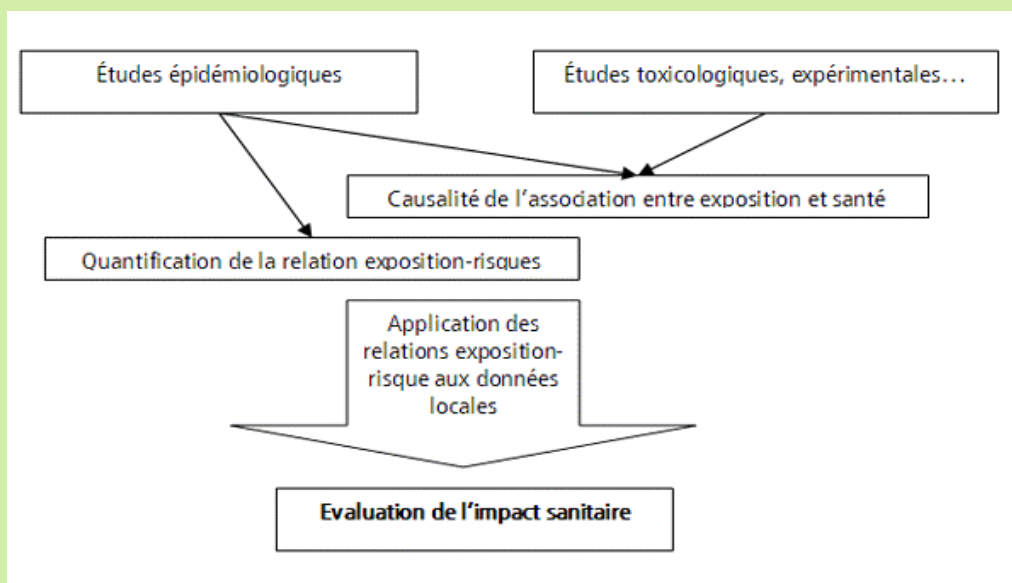
Cette quantification nécessite, au préalable, la démonstration de l'existence d'un effet de la pollution atmosphérique sur la santé qui se fait par des études épidémiologiques, toxicologiques et expérimentales. (cf. encadré II.10).

Remarque : Pour pouvoir extrapoler les relations « exposition-risque » (encore appelée fonction dose-réponse) issues d'études épidémiologiques à la population exposée, la distribution des niveaux d'exposition dans la population étudiée doit être comparable à celle de la population où a été élaborée la relation exposition - risque.

Dans le cas contraire, il faut se demander s'il est valide d'extrapoler cette relation à la population étudiée. Ainsi, les relations exposition - réponse établies par des études épidémiologiques réalisées en milieu urbain ne peuvent pas s'appliquer à d'autres situations rencontrées telles que la pollution d'origine industrielle et celle observée en milieu rural.

⁶⁰ Le CHSCT (Comité d'Hygiène, de sécurité et des conditions de travail) en analysant les conditions de travail et les risques professionnels auxquels peuvent être exposés les travailleurs, jouent un rôle important dans la prévention de ces risques. Constitué dans tous les établissements occupant au moins 50 salariés, le CHSCT a pour mission de contribuer à la protection de la santé et de la sécurité des travailleurs ainsi qu'à l'amélioration des conditions de travail.

Encadré II.10 – La méthodologie de l'évaluation de l'impact sanitaire (EIS)



(Source : INVS (2008) - Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine : concepts et méthodes)

Les études biologiques et toxicologiques permettent d'apporter des éléments d'explication sur les mécanismes d'action des polluants sur l'organisme humain.

Les études épidémiologiques permettent de quantifier les relations entre exposition à la pollution atmosphérique et risque sanitaire en milieu ambiant, dans les conditions habituelles d'exposition de la population. La relation exposition – risque peut être représentée comme le risque relatif associé à une variation donnée de l'exposition. En appliquant ces relations « exposition-risque » à la proportion de personnes exposées (dans le cas de la pollution atmosphérique urbaine, toute la population est considérée comme exposée), des niveaux d'exposition et du nombre incident de cas sur la zone et la période d'étude, il est possible d'évaluer le nombre de cas attribuables à la pollution dans la population exposée étudiée.

Remarque : Les études épidémiologiques mettent le plus souvent en relation les concentrations de polluants dans l'air ambiant avec un risque sanitaire. Les concentrations dans l'air ambiant ne sont néanmoins qu'un indicateur (imparfait) d'exposition et non une quantification de l'exposition proprement dite.

2.3.2. Des approches spécifiques nécessaires⁶¹.

Durant le XX^{ème} siècle, des épisodes de pollutions importantes ont facilité l'émergence d'une épidémiologie dédiée aux impacts sanitaires liés à des pollutions environnementales : on peut citer à titre d'exemples l'accroissement de la mortalité suite à l'épisode de « smog » à Londres en 1952 ou bien l'épidémie d'atteintes neurologiques suite à une intoxication au mercure rejeté dans la baie de Minamata au Japon.

Avec la réduction des grosses pollutions industrielles, les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air sont devenus moins visibles. Au niveau individuel, les excès de risque sanitaire liés à la qualité de l'air sont devenus faibles. Néanmoins, au niveau de la population générale, ces risques peuvent s'avérer loin d'être négligeables compte tenu de la part importante de la population qui y est exposée

L'étude de la relation entre la qualité de l'air et la santé se heurte ainsi à de nombreuses difficultés méthodologiques :

- exposition des individus à une multitude de polluants,
- caractère multifactoriel des pathologies liées à la pollution de l'air⁶²,
- caractère faible, chronique et large⁶³ de l'exposition,

⁶¹ Isabella Annesi-Maesano, William Dab (2006) - Pollution atmosphérique et poumon : approche épidémiologique : Médecins/sciences vol. 22

⁶² Par exemple, l'asthme est une maladie génétiquement déterminée dont les crises peuvent être déclenchées par des facteurs environnementaux, mais aussi par des facteurs psychologiques comme le stress ou par une exposition longue et régulière à un polluant

- longueur du temps de latence entre expositions et effets sanitaires.

Dans ce contexte, on ne peut pas mettre en œuvre les approches épidémiologiques classiques comparant la fréquence des maladies ou des décès chez des groupes exposés et non exposés, ou la fréquence de l'exposition chez des malades et des témoins. Il est alors nécessaire de quantifier l'exposition aux polluants, ce qui est compliqué en raison de leur grande variabilité tant dans l'espace que dans le temps.

Pour évaluer ce type de risque l'épidémiologie fait appel à des protocoles particuliers dont certains peuvent s'avérer lourds et coûteux à mettre en œuvre.

A. Evaluer les impacts sanitaires à court terme liés à la pollution de l'air : l'exemple de l'approche temporelle

L'approche temporelle repose sur l'analyse de séries chronologiques de données de pollution et de santé. Ces études permettent l'analyse des impacts sanitaires à court terme (quelques jours) de la variation des niveaux des polluants.

Cette approche a été largement mise en œuvre pour étudier les effets sur la santé de la pollution atmosphérique, en associant des séries temporelles de mesures de polluants dans l'air (O₃, PM, NO_x et SO_x) et des séries temporelles de données de santé telles que la mortalité, la morbidité respiratoire ou cardiovasculaire issues de données hospitalières collectées en routine. En France, cette approche a été mise en œuvre dans le cadre du Programme de Surveillance Air et Santé (PSAS - 9) (cf. encadré II.11). Il a permis d'établir des fonctions dose-réponse dans le contexte de la pollution urbaine française. Il s'intègre dans le programme européen APHEIS et aujourd'hui dans le programme APHEKOM (cf. 2.3.2).

Ces études ont permis de mettre en évidence des relations entre les augmentations de niveaux de certains polluants indicateurs et des risques accrus pour la santé. Il convient cependant de retenir que **les relations observées ne peuvent être attribuées spécifiquement au polluant traceur mais plutôt à l'ensemble des composés qui sont émis ou formés avec lui.**

⁶³ En milieu urbain, tout le monde est exposé à la pollution de l'air

Encadré II.11 - PSAS-9

(Source : INVS)

Le Programme de surveillance air et santé (PSAS), animé et coordonné par l'INVS (Institut National de Veille Sanitaire), est un programme de surveillance de longue durée. Il a été mis en place en 1997 dans 9 grandes villes françaises (Bordeaux, Le Havre, Lille, Lyon, Marseille, Paris, Rouen, Strasbourg et Toulouse). Les agglomérations incluses dans l'étude ont été sélectionnées selon plusieurs critères : taille (elle doit être suffisamment importante pour obtenir un nombre journalier d'événements sanitaires permettant la modélisation), existence d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air pour la construction d'indicateurs de pollution atmosphérique, représentatives des situations urbaines françaises (climat, localisation géographique, nature et intensité de la pollution atmosphérique).

Les neuf agglomérations françaises concernées comptent un total d'environ 11 millions d'habitants, dont six pour la zone d'étude de Paris. Cela représente environ 25% du total de la population urbaine française au moment de l'étude.

L'objectif général est d'estimer, à partir de données françaises, les relations exposition – risque entre des indicateurs d'exposition à la pollution atmosphérique urbaine et des indicateurs de l'état de santé de la population. Les polluants pour lesquels l'exposition de la population a été mesurée sont le dioxyde de soufre, les particules (PM10 et fumées noires), le dioxyde d'azote et l'ozone. Les données de mortalité incluaient le nombre de décès toutes causes confondues, hors accident, le nombre de décès par maladies de l'appareil circulatoire et le nombre de décès par maladies de l'appareil respiratoire)

Pour identifier les relations à court terme de la pollution atmosphérique-santé, il a été fait appel aux méthodes d'analyse de séries chronologiques.

Le modèle utilisé permet de prendre en compte différentes caractéristiques :

=> analyse des indicateurs de mortalité caractérisés par de faibles nombres d'événements journaliers auto-corrélés (le nombre de cas supplémentaires, un jour donné, n'est pas indépendant de celui des autres jours) et soumis à des variations à court terme et long terme

=> modélisation des indicateurs de pollution également soumis à des variations à court, moyen et long terme

=> prise en compte de facteurs extrinsèques (températures minimale et maximale, humidité relative, jours fériés, vacances, épidémies de grippe, ...)

=> prise en compte du décalage temporel possible entre l'effet sanitaire et l'exposition, l'impact sanitaire d'un niveau de polluant observé un jour donné pouvant perdurer sur plusieurs jours, probablement de façon décroissante au court du temps

Les relations exposition / risque ont été exprimées par le risque relatif. Elles ont été calculées pour une exposition aux niveaux de pollution du jour même et de la veille (0-1j) et pour une exposition cumulée aux niveaux du jour même et des cinq jours précédents (0-5j).

Pour les indicateurs de mortalité, les excès de risques à court terme toutes causes confondues sont compris entre **0,5 et 1,3 % lorsque l'on considère l'exposition sur 0-1 jour et entre 1,1 et 5,1 % lorsque l'on considère l'exposition 0 – 5 jours pour une augmentation de 10 µg /m³ du niveau de pollution. Les risques estimés apparaissent d'autant plus élevés qu'ils ont été établis à partir d'une exposition cumulée sur 6 jours (exposition 0-5 jours).**

Les risques relatifs pour les indicateurs de mortalité estimés dans chacune des villes ont ensuite fait l'objet d'une analyse combinée permettant le calcul d'un « méta-risque » plus représentatif de la moyenne des situations urbaines françaises. (cf. tableau II.1).

Encadré II.11 - PSAS-9 (suite)

Tableau II.1. Risques relatifs de mortalité et intervalles de confiance à 95 % estimée pour l'exposition 0-1 jour et 0-5 jours pour une augmentation de 10 µg /m³ du niveau de l'indicateur de pollution

	Mortalité toutes causes	Mortalité cardio-vasculaire	Mortalité respiratoire
Fumées noires 0-1j	1,008 [1,006 – 1,010]	1,005 [1,001-1,010]	1,007 [0,999 – 1,015]
Fumées noires 0-5 j	1,012 [1,009 – 1,015]	1,012 [1,007 – 1,017]	1,021 [1,004 – 1,039]
SO ₂ 0-1 jour	1,011 [1,005 – 1,017]	1,008 [1,004 – 1,011]	1,011 [1,001 – 1,021]
SO ₂ 0-5 j	1,019 [1,011 – 1,028]	1,017 [1,012 – 1,023]	1,051 [0,997 – 1,107]
NO ₂ 0-1 j	1,010 [1,007 – 1,013]	1,012 [1,005 – 1,018]	1,013 [1,005 – 1,021]
NO ₂ 0-5 jours	1,013 [1,010 – 1,017]	1,014 [1,008 – 1,019]	1,034 [1,019 – 1,049]

Note de lecture : L'excès de risque relatif de mortalité, toutes causes confondues, associé à une augmentation de 10 µg /m³ d'oxyde d'azote (NO₂) est de 1,010 pour une exposition cumulée sur deux jours (niveau de pollution du jour même et de la veille). Il est de 1,013 pour une exposition cumulée sur 6 jours (niveaux de pollution du jour même et des 5 jours précédents).

Les risques relatifs estimés ont ensuite été utilisés pour l'évaluation de l'impact sanitaire dans chacune des villes. Sur l'ensemble des 9 villes, la quantification de l'impact sanitaire à partir des métriques en rapport avec l'exposition 0-1 jour conduit à environ 2800 décès anticipés par an attribuables à la pollution de l'air pour l'ensemble des jours d'exposition où les niveaux de pollution sont supérieurs à 10 µg /m³

Ces résultats sont du même ordre que ceux obtenus dans le cadre du projet européen Air Pollution and Health – An European Information System (APHEIS) : **les excès de risque pour la mortalité sont compris entre 0,8 et 1,3% lors d'une élévation de 10 µg/m³ du niveau des indicateurs de pollution pour les effets d'une exposition de 0-1 jour, et entre 1,1 et 3,4% pour les effets d'une exposition de 0-5 jours.**

Tableau II.2 – Nombre de décès prématurés attribuables à des niveaux de pollution atmosphériques supérieurs à 10 µg /m³ dans les 9 villes françaises du programme PSAS-9.

Zone d'étude	Mortalité totale	Mortalité cardio-vasculaire	Mortalité respiratoire
Bordeaux	22	5	1
Le Havre	61	22	5
Lille	102	52	12
Lyon	221	93	26
Marseille	209	114	28
Paris	1 886	672	203
Rouen	77	37	10
Strasbourg	112	49	13
Toulouse	99	53	13
TOTAL	2 789	1 098	312

Une réduction à 10 µg /m³ de tous les niveaux de pollution supérieurs à 10 µg /m³ permettrait ainsi d'éviter, chaque année, 2 800 décès prématurés.

Remarque : Ce programme s'inscrit dans la continuité de la démarche promue et coordonnée à l'échelle européenne par le Centre Européen de l'Organisation Mondiale de la Santé pour l'Environnement et la Santé.

L'étude des effets de l'exposition chronique à la pollution atmosphérique nécessite la mise en place d'études de cohorte. Celles-ci ont en majorité, été conduites en Amérique du Nord, mais des études européennes se mettent progressivement en place.

B. Evaluer les impacts sanitaires à long terme : les études de cohorte

À ce jour, les études épidémiologiques concernant les effets de l'exposition à long terme à la pollution atmosphérique sont moins nombreuses que celles concernant les effets à court terme. En effet, les facteurs de confusion tels que le tabagisme ou les déterminants sociaux sont trop importants et l'identification d'un signal clair lié à la pollution atmosphérique est difficile.

L'évaluation des effets de l'exposition chronique à la pollution atmosphérique demande le recours à des études de cohorte. Celles-ci consistent généralement à suivre, sur une période habituellement longue (plusieurs années) des sujets dont le caractère différentiel prépondérant est l'exposition au facteur de risque étudié⁶⁴. Si le facteur d'exposition étudié est « à risque », il devrait être trouvé d'autant plus d'événements sanitaires que le niveau d'exposition est élevé (cf. encadré II.12).

Ce type d'études implique de disposer, pour chaque sujet inclus dans l'enquête, des données individuelles relatives à son exposition et à son état de santé. Ainsi, l'évaluation des expositions sur des durées longues est complexe, et le suivi, dans le temps, des sujets participant aux études de cohorte est lourd à mettre en œuvre. De plus, les événements sanitaires étudiés doivent être définis avec précision, dans la mesure où effets à long et à court termes peuvent être étroitement imbriqués.

Ces difficultés expliquent que les effets à long terme sont beaucoup moins bien quantifiés que les effets à court terme. Néanmoins, compte tenu de l'importance des effets sanitaires liés à l'exposition chronique à la pollution de l'air, de plus en plus de chercheurs se mobilisent sur le sujet.

Encadré II.12 - l'étude de cohorte de l'American Cancer Society (ACS)

L'étude de cohorte de l'ACS est une étude de référence pour les effets sanitaires à long terme liés à la pollution de l'air. Cette étude a suivi près de 600 000 sujets de 1982 à 1989 dans l'ensemble des Etats-Unis. A l'inclusion de la cohorte en 1982, les sujets ont rempli un questionnaire comportant des questions sur l'âge, le sexe, le niveau d'éducation, le mode de vie, la taille, le poids, le statut tabagique, la consommation d'alcool, les expositions professionnelles et les habitudes alimentaires. L'état de santé a ensuite été renseigné régulièrement pendant une période de 16 ans. Les données d'exposition aux polluants de l'air proviennent des réseaux de surveillance existant aux Etats-Unis. Elles ont permis de recueillir à l'échelle trimestrielle des valeurs de concentrations comprenant plusieurs polluants gazeux (SO₂, NO₂, CO et O₃) et surtout particulaires qui, mis en relation avec des indicateurs d'impacts sanitaires ont permis de mettre en lumière des corrélations significatives entre exposition aux polluants et mortalité prématurée.

2.3.3. Néanmoins, malgré ces progrès la quantification des impacts sanitaires se heurte encore à de nombreuses difficultés

Il est difficile pour les épidémiologistes d'attribuer un impact sanitaire particulier à un polluant particulier car les individus sont exposés à un ensemble de polluants de l'air différents qui tendent à être fortement corrélés entre eux. C'est pour cela qu'il est difficile d'établir des liens précis entre un indicateur sanitaire et un polluant particulier. De nombreuses études analysent ainsi plusieurs polluants de l'air, comparant les résultats de différentes régressions, mais peu sont capables de fournir des modèles de régression avec plusieurs polluants et rarement plus de deux.

Aussi, si on est certain que la pollution de l'air est source de dommages sanitaires, l'attribution de dommages sanitaires à tel ou tel polluant particulier est beaucoup plus incertaine. C'est le cas, par exemple, pour le SO₂, le NO₂ et les particules (PM). A l'heure actuelle, il n'est pas possible de préciser dans quelle mesure les effets apparents des PM sont en réalité les effets du NO₂ ou du SO₂, ou réciproquement, ou dans quelle mesure la présence d'autres polluants affecte la toxicité des PM. Les effets sanitaires associés aux particules intègrent donc, sans qu'on puisse déterminer dans quelle proportion, les effets sanitaires du SO₂ et du NO₂ et réciproquement.

Les fonctions dose-réponse pour la pollution de l'air sont déterminées par des études épidémiologiques qui utilisent l'analyse statistique. La corrélation entre pollution et impact sanitaire est appelée association. Les incertitudes associées à une étude isolée sont très importantes d'abord parce que le risque sanitaire est faible au niveau général de concentration des polluants dans l'air, ensuite parce que les études épidémiologiques ne peuvent tenir compte de l'extrême complexité des processus biologiques sous-jacents.

⁶⁴ L'étude de cohorte peut être prospective, historique, ou une étude exposée/non exposée.

Ainsi, ces études peuvent, par exemple, établir comment les admissions hospitalières pour des causes respiratoires peuvent varier en fonction de la concentration d'un polluant particulier auquel la population est exposée. La méthodologie de l'analyse de séries temporelles (cf. ci-dessus) établit des corrélations entre la fréquence journalière d'un indicateur sanitaire (par exemple, les admissions hospitalières pour cause respiratoire) et la concentration journalière à laquelle la population est exposée via des stations de mesure. Les différences individuelles sont prises en compte seulement dans la mesure où les données sanitaires sont disponibles, par exemple en distinguant les admissions à l'hôpital pour les patients au-dessus et en-dessous de 65 ans. Même si la population inclut des aires métropolitaines larges, le nombre de cas par jour n'est pas suffisant pour permettre une distinction très fine entre différents groupes d'individus (plus faible est le nombre de cas par jour, plus élevée est l'incertitude de l'attribution des variations à la pollution).

Aussi n'est-il pas étonnant de constater que les résultats issus d'études isolées peuvent être très différents et qu'ils ne sont pas extrapolables à d'autres situations. Pour réduire l'incertitude attachée à de telles études, les travaux menés au niveau européen (et français) se sont attachés à établir des fonctions dose - réponse sur un échantillon important de la population (cf. infra). Ces études ont porté en priorité sur les particules considérées comme un « bon » indicateur de la qualité (et donc de la pollution) de l'air. Les analyses multi-polluants ont en effet montré que les associations entre indicateurs sanitaires et concentration des particules étaient les plus significatives, ceci en dépit du fait que les particules sont un mélange de polluants relativement mal défini dont la composition peut être très différente selon les sites de mesures.

La quantification des effets à long terme rencontre non seulement ces mêmes difficultés (exposition à un mélange de polluants de l'air aux effets croisés, risque faible, existence de nombreux facteurs de confusion) mais demande en plus la réalisation d'études de cohortes. Dans ce contexte, les relations dose-réponse élaborées sur des études américaines ont été (et sont encore) utilisées pour évaluer les dommages sanitaires à long terme attribuables à la pollution de l'air. La mise en place d'études de cohortes dans l'Union Européenne devrait permettre de disposer, à terme, de fonctions dose-réponse établies dans le contexte européen (et français).

L'évaluation de l'exposition de la population s'avère également complexe compte tenu notamment des méthodes de mesure de la qualité de l'air, de la variabilité spatiale de la pollution de l'air et de la mobilité de la population.

Les mesures de qualité de l'air sont réalisées principalement sur des sites fixes de manière continue ou ponctuelle. Ces stations de mesures ont principalement pour but de suivre l'exposition de la population dans diverses situations (proximité industrielle, automobile...). Toutefois compte tenu de leurs couvertures géographiques et de leurs représentativités, les mesures de qualité de l'air ne permettent pas à elles seules une appréciation complète et robuste de l'exposition de la population aux polluants atmosphériques. Ainsi en complément des mesures, des outils mathématiques et de modélisation sont de plus en plus utilisés (cf. II.13).

Encadré II.13 - Des outils mathématiques et de modélisation pour améliorer la connaissance de l'exposition de la population française aux polluants

Les techniques mathématiques et de modélisation permettent de calculer la distribution spatiale de la qualité de l'air et d'effectuer des prévisions. Au niveau national, le système Prev'Air utilisé par le laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air assure la prévision et la réalisation de cartographies de la qualité de l'air. Ces outils sont de plus en plus performants. Grâce à l'intégration des mesures de qualité de l'air des sites fixes, ils permettent d'obtenir de nouvelles informations telles que des indicateurs d'exposition. Au niveau régional, les AASQA effectuent aussi des prévisions à partir des sorties du système Prev'Air. Elles réalisent également de la modélisation haute résolution à l'échelle locale

2.4. Des impacts sanitaires aux dommages sanitaires

2.4.1. L'évaluation monétaire de la mortalité et de la morbidité

L'évaluation monétaire des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air passe par l'attribution d'une valeur monétaire à la mortalité et à la morbidité.

A. L'évaluation monétaire de la mortalité

L'évaluation monétaire de la mortalité passe par l'évaluation quantitative des bénéfices liés à une réduction de la mortalité. Cela fait intervenir plusieurs concepts ou valeurs unitaires :

- la valeur d'une vie statistique (VVS)⁶⁵ aussi appelée valeur d'évitement d'un décès à associer à un nombre de décès. Pour le décideur public, elle fait référence à l'effort que la collectivité est prête à consentir pour réduire les probabilités de décès. Pour déterminer cette valeur, différentes méthodes peuvent être utilisées (cf. A.1.2).
- la valeur d'une année de vie (VAV) à associer à un nombre d'années de vie perdues. Pour le décideur public, elle fait référence à l'effort que la collectivité est prête à consentir pour augmenter l'espérance de vie d'une année. Elle peut, elle aussi, être déterminée par différentes méthodes (cf. A.1.2).
- l'index de la qualité de vie qui, multiplié par la VAV donne une estimation de la valeur d'une année de vie ajustée selon la qualité.

A.1. La valeur d'une vie statistique (VVS)

En France, la valeur statistique de la vie humaine est utilisée depuis de nombreuses années dans l'évaluation économique des projets d'infrastructures routières (cf. encadré II.14).

Encadré II.14 - La valeur statistique de la vie humaine dans l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures routières en France.

(Source : valeur de la vie humaine et sécurité routière : de l'incubation à l'émergence de nouvelles préférences collectives par Y. Crozet, V. Bagard et G. Chevasson).

En 1970, une valeur tutélaire du « mort » est introduite dans la circulaire du Ministère de l'Équipement (Direction des Routes) du 20 janvier 1970 relative aux méthodes d'évaluation des investissements routiers.

Le « coût » du mort correspond à la somme de trois éléments :

- => une perte de production du travail, fruit du travail futur potentiel du défunt,
- => une perte affective pour ses proches évaluée à partir des indemnités accordées par les tribunaux
- => un « pretium vivendi⁶⁶ » d'un montant assez arbitraire.

Dans cet ensemble la première composante était de loin la plus importante. Elle était basée sur l'estimation de la perte de production moyenne d'un individu décédé prématurément. en fonction de son âge, de son sexe, de sa qualification, en appliquant aux valeurs moyennes obtenues une actualisation destinée à tenir compte de la valeur d'une production censée être effectuée dans les années à venir. La valeur statistique de la vie humaine ainsi calculée donne une valeur plus faible pour les enfants (car leur contribution potentielle est éloignée dans le temps) que pour les adultes, mais aussi pour les femmes (dont les salaires moyens sont plus faibles) que pour les hommes. De même, la valeur attachée à une personne âgée retraitée est, via cette méthode, très faible. Enfin, en cas de progression du chômage, il peut être discutable de calculer le coût du mort en fonction de pertes de production qui deviennent, a priori, moins difficiles à remplacer.

Malgré ses faiblesses, cette méthode dite du « capital humain » a été appliquée en France jusqu'au milieu des années 90.

Le coût du mort a ainsi évolué⁶⁷ de 270 000 FF à 1 MF en 1980 puis à 1,6 MF en 1985. Le premier rapport Boiteux (1994) fixa à 3,2 MF⁶⁸ la valeur statistique de la vie humaine qui passa, avec le second rapport Boiteux (2001)⁶⁹ à 1,5 M €⁷⁰.

⁶⁵ La valeur d'une vie statistique est encore appelée valeur de la vie humaine

⁶⁶ pretium vivendi : prix que chacun attache à la vie (Source : C. J-C, le prix d'une vie humaine dans les décisions économiques in Population 16ème année, n°3, 1961)

⁶⁷ dans les circulaires successives du ministère de l'équipement

⁶⁸ M. Boiteux « Transports : pour un meilleur choix dans les investissements », Commissariat Général au Plan, la Documentation Française, Paris (1994)

⁶⁹ M. Boiteux, Transports : choix des investissements et coûts des nuisances », Commissariat Général au Plan, la Documentation Française, Paris, 2001

⁷⁰ G. Chevasson et Y. Crozet « Etat de l'art sur le prix de la vie humaine dans le domaine de la sécurité routière », rapport de recherche pour le programme Arcos, LET, Lyon (2002)

A.1.1. Les méthodes

La méthode la plus utilisée aujourd'hui pour estimer la valeur d'une vie statistique est basée sur le consentement à payer (CAP) pour une légère modification du risque de décès.

Remarque :

D'autres méthodes existent, qui sont peu utilisées, voire controversées :

- La méthode basée sur les décisions juridiques relatives aux indemnités accordées en cas de décès (valeurs associées aux assurances-vie) ;
- La méthode productiviste, qui fonde la VVS sur l'activité productive de l'individu, évaluée comme la somme actualisée des revenus futurs pour chaque âge. Utilisée au début des années 70 dans le cadre de l'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures routières, cette méthodologie a été progressivement abandonnée (cf. encadré supra).

Le consentement à payer pour une réduction du risque (et le consentement à recevoir pour une augmentation du risque) sont estimés principalement par trois méthodes :

- Les consentements à recevoir déduits des compensations salariales exigées pour exercer une profession où le risque de décès au travail est le plus élevé. Les principales limites de cette méthode résident dans les hypothèses de modélisation relatives au marché du travail, hypothèses très éloignées du fonctionnement du marché du travail réel (information parfaite sur le risque que comporte le travail, marché du travail parfaitement concurrentiel, ...). Les valeurs de vie statistique issues de telles études se situent entre 4 et 74,4 M € (€₂₀₀₀)⁷¹.
- la méthode basée sur les dépenses volontaires réelles pour des biens de protection qui réduisent le risque de décès associé à certaines activités (air bag, par exemple). L'application de cette méthode à des cas concrets a montré qu'il était très difficile de relier, de façon spécifique, les comportements de prévention à un risque de mort prématurée. En effet, les comportements de prévention adoptés sont reliés à la prise en compte du risque de morbidité, qu'il est difficile de séparer du risque de mortalité. Les valeurs de la vie statistique obtenues à partir de ces études se situent entre 1 et 5 M € (€₂₀₀₅)⁷².
- L'évaluation contingente où les individus sont questionnés sur leur consentement à payer ou leur consentement à recevoir pour des mesures qui modifient le risque de décès associé à certaines activités (conduite automobile par exemple). La difficulté principale à laquelle se heurte la mise en œuvre de cette méthode est le scénario. Celui-ci doit être compréhensible, clair pour les enquêtés, ceux-ci devant pouvoir appréhender correctement les changements dans les caractéristiques des variations de risques qu'on leur demande de valoriser.

A.1.2. Des valeurs de la vie statistique marquées par une grande hétérogénéité

La valeur statistique de la vie humaine est très variable. Au-delà de la méthode d'évaluation utilisée pour donner une valeur monétaire à la vie statistique, de nombreux facteurs sont susceptibles de l'influencer : c'est le cas, en particulier, du niveau de revenu (cf. encadré II.15). De même, l'influence de la nature du risque volontaire / involontaire, contrôlable / non contrôlable, ou endogène / exogène est avérée : un individu va associer une valeur plus faible à un risque pour lequel il considère avoir une part de responsabilité par rapport à un risque inévitable.

Selon une méta-analyse conduite récemment par l'OCDE « valeur statistique de la vie humaine : une méta-analyse »⁷³ la valeur statistique de la vie humaine varie entre 2 660 et 20 000 000 USD₂₀₀₅⁷⁴. (soit entre 1920 €₂₀₀₀ et 14,4 M €₂₀₀₀)⁷⁵ selon les études et le pays considéré.

Cette analyse a été réalisée à partir d'études d'évaluation contingente sur des risques mortels dans les domaines de l'environnement, de la santé et des risques liés au trafic, et donnant directement une ou plusieurs valeurs de la vie statistique, ou permettant de calculer cette valeur. Un ensemble de 92 études recensant 1 095 valeurs de la vie statistique⁷⁶ a été analysé⁷⁷. Les tableaux 1 et 2 de l'encadré II.15 présentent quelques résultats de la méta-analyse. L'annexe II.2. présente quelques résultats complémentaires.

⁷¹ Viscusi et Aldy (2003) cité dans ExterneE (op. citus)

⁷² Cropper et Freeman (1991) et Viscusi(1993) cités dans Externe (op. citus)

⁷³ Vincent Biauxque, Valeur statistique de la vie humaine : une méta-analyse 2011, OCDE

⁷⁴ Corrigé selon la parité du pouvoir d'achat

⁷⁵ Basé sur un taux de change USD/€ de 1,2616 (Source : Journal Officiel de l'UE du 18.5.2005) et sur l'indice des prix à la consommation

⁷⁶ La plupart des études sur le sujet publient non pas une valeur statistique de la vie humaine mais plusieurs. Ces différentes estimations ont été construites à partir de différents sous-échantillons, avec diverses classes d'âge, de revenu ou de sexe, soit à partir de différentes techniques d'estimation, de diverses hypothèses sur la distribution du consentement à payer, ou de différentes valeurs de la diminution du risque proposé...

⁷⁷ La méta-analyse a, in fine, porté sur 366 valeurs (cf. annexe II.2 – statistiques descriptives sur les études incluses dans la Méta-Analyse). 729 observations ont donc été éliminées de l'échantillon initial, soit les deux tiers de la base de données initiale.

Encadré II.15- Quelques résultats de la méta-analyse de l'OCDE de 2011

Tableau II.3 – Résumé des estimations de la valeur statistique de la vie humaine (valeurs exprimées en dollars 2005 en parité de pouvoir d'achat)

Valeur statistique de la vie humaine	Echantillon final	Echantillon final excluant les queues de distribution de la valeur statistique de la vie humaine (2,5 % - 97,5%)
moyenne (écart-type)	2 968 048 (197 101)	2 656 273 (157 509)
moyenne pondérée par l'inverse du nombre d'observations dans chaque étude (écart-type)	3 135 447 (264 911)	3 235 125 (243 653)
Médiane	1 406 306	1 406 306
borne inférieure	4 450	59 031
borne supérieure	22 100 000	14 500 000
nombre d'observations	366	348

(Source : OCDE – « Valeur de la vie humaine : une méta-analyse », Direction de l'Environnement, OCDE)

Tableau II.4 – Résumé des estimations de la valeur statistique de la vie humaine par catégorie de risque (valeurs données en dollars 2005 en parité de pouvoir d'achat)

Valeur statistique de la vie humaine	Environnement	Santé	Trafic
moyenne (écart type)	2 455 982 (242 267)	2 574 140 (245 292)	4 884 853 (491 192)
Médiane	2 395 349	875 060	3 946 727
borne inférieure	24 427	4 450	267 615
borne supérieure	7 641 706	22 100 000	17 500 000
nombre d'observations	51	250	65

Les deux facteurs qui influencent le plus les valeurs de la vie statistique sont la richesse du pays (mesurée à l'aide du PIB/habitant) et l'ampleur de la diminution du risque proposée lors de l'évaluation contingente (1). Les individus ont également tendance à évaluer de façon plus faible les programmes associés à des biens publics comparativement aux biens privés(2).

Enfin, lorsque la diminution du risque n'a pas été expliquée aux enquêtés de manière approfondie, la valeur du consentement à payer est significativement plus grande.

- *Il semble que dans les pays riches, on a une valeur statistique de la vie humaine élevée non seulement parce que le consentement à payer est élevé (reflétant une richesse importante par individu) mais aussi parce que les diminutions de risque possibles (et donc proposées dans les scénarios) sont faibles, rendant mécaniquement le quotient de calcul de la valeur statistique de la vie humaine élevé.*
- *La variation du risque est plus concrète et directe quand elle est privée que dans le cas d'un programme public de réduction des risques éventuellement associée à des effets diffus, abstraits, incertains et*

En France, le rapport Boiteux recommande une valeur tutélaire de référence de la vie statistique à prendre en compte par la puissance publique de 1 M €₂₀₀₀ pour les projets routiers et de 1,5 M €₂₀₀₀ pour les transports collectifs (et certains longs tunnels routiers). La mortalité liée à la pollution atmosphérique est valorisée à partir d'une valeur statistique de la vie humaine de 504 000 €₂₀₀₀. (cf. infra)⁷⁸.

⁷⁸ Ces valeurs sont entendues pour l'année 2000. En effet, le rapport Boiteux préconise de faire évoluer la valeur du mort comme « la dépense de consommation des ménages par tête ».

La Commission Européenne propose des valeurs plus élevées. Dans le cadre du projet « IMPACT »⁷⁹, la Commission européenne a produit un manuel sur l'estimation des coûts externes des transports, le *Handbook on estimation of external costs in the transport sector* (2007). Le document présente les différentes méthodes utilisées pour la valorisation des coûts externes en Europe et les données nécessaires pour les mettre en oeuvre, ainsi que les résultats obtenus et pouvant être recommandés à la Commission Européenne. Pour la pollution atmosphérique, la valeur de la vie humaine est prise égale à 1 M €. En matière d'insécurité routière, cette valeur est prise égale à 1,5 M € en moyenne pour l'UE.

Une méta-analyse réalisée sur la valeur de la vie humaine réalisée par Ted Miller⁸⁰ aboutit à une valeur statistique de la vie humaine d'environ 120 fois le PIB par habitant. En appliquant ce coefficient au PIB/habitant français de 2010 (soit 29 800 €), on aboutit à une valeur statistique de la vie humaine de 3 576 000 €₂₀₁₀, soit environ 3 000 000 €₂₀₀₀, (soit le double de la valeur recommandée par le rapport Boiteux).

A.1.3. Des valeurs relativement inadaptées aux spécificités des décès prématurés attribuables à la pollution de l'air

Le nombre d'années de vie perdues dans le cadre de la mortalité liée à une exposition aiguë à la pollution de l'air est de quelques semaines à quelques mois et qu'il pourrait être de l'ordre de quelques années pour la mortalité liée à une exposition chronique (avec un délai de plusieurs années⁸¹).

Ces réductions de l'espérance de vie sont bien inférieures à celle de l'ordre de 35 à 40 ans, qui est en moyenne sous-jacente aux études conduisant à déterminer la valeur statistique de la vie humaine. En effet, la majorité des études à la base des valeurs de la vie statistique sont fondées sur le lien salaire-risque ou sur les accidents de la route. La valeur résultante se rapporte davantage à des personnes âgées de 25 à 55 ans, voire surtout 35 à 45 ans. Dans ce cas, une personne décédant du fait d'un accident de la route voit son espérance de vie amputée de 40 ans, en moyenne. Dans le cas de la pollution de l'air, la perte d'espérance de vie est de quelques semaines à quelques mois pour la mortalité liée à une exposition à court terme, et de quelques années dans le cas d'expositions chroniques. En outre, ce sont plutôt des personnes âgées qui sont susceptibles de décéder. Or, plusieurs études montrent que la valeur d'une vie statistique dépend de l'âge. L'évolution de la valeur de la vie statistique en fonction de l'âge est variable selon les études : soit celle-ci décroît à partir de 40 ans, de manière monotone, soit il y a une relation en forme de U inversé, soit encore la valeur statistique de la vie humaine ne commence à diminuer qu'après 70 ans.

Pour tenir compte de ces spécificités, les valeurs de la vie statistique disponibles dans d'autres contextes (marché du travail, accidents de la route) ont été adaptées pour intégrer d'une part la longueur de la perte d'espérance de vie, et d'autre part l'âge plus avancé des personnes qui décèdent de façon prématurée. Les préconisations du rapport Boiteux vont en ce sens.

Ainsi, pour l'évaluation des décès dus à la pollution de l'air dans les transports, la valeur tutélaire à appliquer à la vie statistique s'élève à 504 000 €₂₀₀₀. Elle dérive de l'application d'un coefficient correcteur à la valeur tutélaire⁸² retenue pour les accidents du secteur des transports⁸³. Ce coefficient correcteur recouvre l'écart de l'impact sur l'espérance de vie (réduction de 10 ans au lieu de 40 ans en moyenne) qui justifie un facteur correctif qui peut être évalué à 0,56 si on applique un taux d'actualisation à 8 %. D'autre part, relativement aux âges moyens, un coefficient de 0,6 a été appliqué à la valeur des années de vie aux âges élevés.

Jusqu'à la fin des années 1990, et aux Etats-Unis encore à l'heure actuelle, toutes les études sur les coûts des dommages liés à la pollution de l'air ont estimé le nombre de décès prématurés et multiplié ce nombre par la valeur d'une vie statistique, en adaptant, si nécessaire, la valeur statistique de la vie humaine (cf. supra). Reconnaisant qu'une telle approche n'est pas pertinente pour valoriser la mortalité liée à la pollution de l'air, ExternE⁸⁴ a évalué, à partir de 1996, la mortalité liée à la pollution de l'air en termes de perte d'espérance de vie (et donc en termes de nombre d'années de vie perdues).

⁷⁹ Internalisation Measures and Policies for All external Costs of Transport

⁸⁰ Miller T, (2000) Variations between countries in value of statistical Life, in journal of transport economics and policy volume 34,

⁸¹ Source : ExternE (op. citus)

⁸² La valeur de la vie humaine à prendre en compte est la valeur de 1,5 M € et non la valeur retenue pour les projets routiers (1M €) puisque, pour la pollution, l'utilisateur n'a pas de moyen de se prémunir ou de s'assurer, même incomplètement, contre une partie du risque.

⁸³ Marcel Boiteux, Baumstark Luc (2001) - Transports : choix des investissements et coûts des nuisances, La documentation Française

⁸⁴ ExternE est un programme de recherche sur les externalités liées à l'énergie, créé en 1991 sur fonds européens (DG recherche). Il a notamment contribué au développement de la méthodologie du cheminement d'impact (impact pathways) et à la détermination des coûts externes liés à de nombreuses activités (installations électriques, transports, activités industrielles)

A.2. La valeur d'une année de vie (VAV)

L'estimation de la valeur d'une année de vie est utilisée pour pallier les limites de la VVS pour l'évaluation des impacts de la pollution atmosphérique.

Il y a deux possibilités pour évaluer la valeur d'une année de vie, l'une basée sur la valeur statistique de la vie humaine et l'autre se fondant sur des études spécifiques par la méthode de l'évaluation contingente.

A.2.1. La valeur d'une année de vie déterminée à partir de la valeur statistique de la vie humaine,

Cette méthode a été mise en œuvre par ExternE à partir de la fin des années 1990. Compte tenu de l'absence de données empiriques, la valeur d'une année de vie a été calculée sur une base théorique en faisant l'hypothèse que la valeur statistique de la vie humaine est la somme des valeurs des années de vie actualisées et pondérées par les probabilités de survie. Avec un taux d'actualisation de 3 %, la valeur centrale de la valeur d'une année de vie s'élève à environ 100 000€.

A.2.2. La valeur d'une année de vie déterminée sur la base d'études de consentement à payer spécifique

Contrairement à la valeur statistique de la vie humaine, l'évaluation contingente d'une année de vie n'a pas reçu beaucoup d'attention jusqu'à une date récente. Une avancée significative a été réalisée par Krupnick et al (2002)⁸⁵ qui a développé un questionnaire spécifiquement destiné à évaluer le coût sanitaire lié à la pollution de l'air et qui a été appliqué dans plusieurs pays : Canada, Japon et Etats-Unis. Ce questionnaire a ensuite été appliqué, dans le cadre du projet ExternE en France, en Italie et au Royaume-Uni. En France, l'enquête ne comportait pas seulement les questions du questionnaire de Krupnick et al, mais aussi des questions supplémentaires qui visaient notamment à tester la sensibilité des réponses à la forme des questions. Cela a permis de mettre en évidence qu'un faible gain d'espérance de vie était mieux compris par les enquêtés qu'une faible réduction de risque. Les acquis de ces premières enquêtes ont été intégrés dans l'étude d'évaluation contingente réalisée entre novembre 2005 et janvier 2006 dans 8 pays différents : le Royaume – Uni, la France, la Pologne, la République Tchèque, la Hongrie, la Suisse, l'Espagne et le Danemark. Portant sur un échantillon représentatif de près de 1 500 individus, l'étude s'est centrée sur les gains d'espérance de vie en bonne santé de 3 mois et de 6 mois liés à l'amélioration de la qualité de l'air.

Sur la base des résultats de cette enquête, le projet recommande d'utiliser :

- une valeur de 41 000 € pour l'année de vie, dans les Etats de l'UE15
- une valeur de 33 000 € pour l'année de vie, dans les nouveaux Etats Membres de l'UE.

Pour les analyses coûts-bénéfices menées au niveau européen (évaluation des directives par exemple), NEEDS⁸⁶ recommande d'utiliser la valeur de 40 000 €.

A.3. La qualité de vie et la VAV ajustée par la qualité

L'approche valeur d'une année de vie ajustée par la qualité permet de combiner une information relative à la perception de la qualité de vie à la valeur d'une année de vie. Ainsi, une valeur monétaire peut être associée à la perspective d'une année de vie supplémentaire, mais accompagnée de peine et souffrances. Cette valeur ajustée selon la qualité résulte de la multiplication de la VAV par un index de qualité de vie.

Plusieurs échelles de qualité de vie ont été construites dont les deux plus importantes sont :

- Health utilities index Mark 3, encore appelé HUI3. Cet indice de santé propose 8 grandeurs pour caractériser l'état de santé d'un individu : la vision, l'audition, l'élocution, la mobilité, la pensée et la mémoire, l'autonomie, l'émotion, ainsi que la douleur. Chacune de ces grandeurs est évaluée sur une échelle comportant 5 à 6 niveaux.
- EuroQol EQ-5D, d'origine européenne. Elle prend en compte 5 grandeurs pour caractériser l'état de santé d'un individu : mobilité, autonomie, activités usuelles, douleur et inconfort, anxiété et dépression. Ces grandeurs sont évaluées sur une échelle à trois niveaux : 1 (absence de problème), 2 (problème léger), 3 (problème lourd).

⁸⁵ Krupnick et al. (2002) – « Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions : A contingent Valuation Survey of Ontario Residents », J risk and Uncertainty, vol 24 (2) 161 - 186

⁸⁶ New Energy Externalities Development for Sustainability Projet de recherche créé par la commission européenne dans le cadre du 6ème programme de recherche. Il a associé 66 partenaires d'origines diverses (universités, institutions de recherche, industries, ONG) de 22 pays différents.

B. L'évaluation monétaire de la morbidité

B.1. Les composants du coût de la morbidité

Les coûts de morbidité sont composés par :

- les coûts « financiers » liés à la maladie : ils comprennent les coûts de traitement médical (qu'ils soient couverts par un système d'assurance ou par les dépenses individuelles),
- les coûts d'opportunité : ils comprennent les coûts en termes de pertes de productivité (pertes de temps de travail ou perte de capacité productive) et les coûts liés à la perte de loisir ou de travail domestique. Ils incluent le travail non rémunéré.
- les autres coûts sociaux et économiques (encore appelés coûts intangibles) comme le coût de la souffrance, l'anxiété vis à vis de l'avenir, la souffrance et les autres problèmes des membres de la famille et des amis,

L'évaluation des coûts intangibles ou des coûts liés à la perte de loisir ou de travail domestique demande le recours à des méthodes d'évaluation particulières permettant de donner une valeur à des biens qui n'ont pas de prix.

Dans le cadre de la série de projets ExternE, des valeurs ont été estimées pour plusieurs indicateurs de morbidité : ils incluent les coûts médicaux des maladies mais aussi les coûts d'opportunité et les coûts intangibles (cf. tableau II.5 – Principales composantes des coûts unitaires pour la monétarisation des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air).

Certains de ces coûts reposent sur une ou deux études, parfois très contextualisées. Des efforts particuliers ont été faits pour réduire les incertitudes liées à la valeur des nouveaux cas de bronchites chroniques dans le cadre de NEEDS, compte tenu de leur part importante dans les coûts sanitaires liés à la pollution de l'air.

Tableau II.5 – Les principales composantes (et méthodes d'évaluations associées) des valeurs recommandées par NEEDS pour monétariser les effets ressentis liés aux impacts sanitaires

effets ressentis liés aux impacts sanitaires	Type de coût évalué	Méthode
Utilisation de médicaments / utilisation de bronchodilatateurs (nombre de journées)	Coût des traitements ⁸⁷	Coût des dommages
Journées d'activités restreintes de faible intensité	Coût intangible et Coût d'opportunité	Consentement à payer ⁸⁸
Journées de symptômes	Coût intangible et coût d'opportunité ⁸⁹	Consentement à payer
Journées de toux		
Journées d'activités restreintes ⁹⁰	Coût intangible Coût d'opportunité	Consentement à payer et coût des dommages
Consultations médicales pour l'asthme	Coût intangible et Coût d'opportunité ⁹¹ Coût des traitements ⁹²	Consentement à payer et Coût des dommages
Journées de travail perdues	Pertes de productivité (cf. encadré II.16)	Coût des dommages
Admissions hospitalières	Coût intangible ⁹³ , coût d'opportunité (dont pertes de productivité ⁹⁴) et coût des traitements	Consentement à payer et Coûts des dommages
Nouveaux cas de bronchites chroniques	Coût d'opportunité et coût intangible ⁹⁵	Consentement à payer

Source : Synthèse CGDD à partir de ExternE (Methodology 2005 Update)

⁸⁷ Coûts d'utilisation de médicaments incluant l'utilisation de bronchodilatateurs.

⁸⁸ La valeur d'une journée d'activité restreinte est issue d'une étude de Ready et al.(2004) basée sur des symptômes qui sont décrits comme un alitement de 3 jours, avec des difficultés respiratoires, valeur à diviser par trois et à exprimer en €2000.

⁸⁹ Ready et al. (2004)

⁹⁰ Basés sur une estimation des coûts de la souffrance liés à un alitement de trois jours avec souffle court au moindre effort auquel on ajoute le coût lié à la perte de productivité

⁹¹ Ready et al. (2004)

⁹² Netten et Curtis (2000) (UK)

⁹³ Valeur basée sur le consentement à payer pour un séjour de 3 jours à l'hôpital suivi de 5 jours d'alitement

⁹⁴ Ils correspondent à 8 jours d'absence

⁹⁵ Cette valeur, basée initialement sur seulement deux études d'évaluation monétaire utilisant approximativement le même questionnaire (ExternE) a été enrichie par une nouvelle estimation basée sur le QALY auquel on applique la valeur d'une année de vie de 35 000 € (déterminé par le groupe de travail). La méthode utilisée a conforté les valeurs recommandées par ExternE.

Encadré II. 16 – L'évaluation des coûts de l'absentéisme (Source : ExternE)

Les coûts de l'absentéisme sont issus d'une étude sur l'absence conduite par la CBI (Confederation of British Industry) en 1998. Il a été demandé aux enquêtés de quantifier les coûts directs et indirects de l'absentéisme. Les coûts directs ont été évalués sur la base des coûts salariaux des individus absents, les coûts de gestion du remplacement des individus absents et des pertes de production de biens ou de services liés aux individus absents.

Le coût moyen direct pour les entreprises a été estimé à 114 € par jour d'employé absent. Dans la mesure où les estimations des coûts moyens ont été biaisés via le fait qu'un petit nombre d'individus avait des salaires très élevés, les auteurs de l'étude préconisent l'utilisation des coûts médians s'élevant à 85 €.

Il a également été demandé aux enquêtés de fournir une estimation des coûts indirects des absences (moindre satisfaction du consommateur, moindre qualité des biens ou des services pouvant entraîner des pertes futures pour l'entreprise). Ils ont été estimés à 168 € par jour.

Cette valeur est à prendre avec prudence compte tenu du faible taux de réponse à la question.

Tableau II.6 - Valeurs unitaires des différents impacts sanitaires en €₂₀₀₀

	Valeurs monétaires unitaires (€ ₂₀₀₀)
Utilisation de médicaments / utilisation de bronchodilatateurs	1 €/ jour
Journées d'activités restreintes de faible intensité	38 €
Journées de symptômes	38 €
Journées de toux	38 €
Journées d'activités restreintes	130 €
Consultation médicale pour asthme	53 €
Journées de travail perdues	82 €
Admissions hospitalières	2 000 €
Nouveaux cas de bronchites chroniques	200 000 €

Source : ExternE et NEEDS

Remarque : En France, le rapport Boiteux estime les coûts de morbidité associée à la pollution de l'air à 30 % du coût de la mortalité liée à la pollution de l'air (valeur recommandée par l'OMS).

Au cours des dernières années, de nombreuses études sur les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air ont été réalisées dans le cadre notamment de projets de recherche européens.

2.4.2. Les coûts sanitaires liés à la pollution de l'air ou les bénéfices sanitaires liés à une réduction de la pollution de l'air.

A. Les dommages sanitaires liés à la pollution de l'air à l'étranger

Aux États-Unis, d'après une étude réalisée en 2007 par Nicolas Muller et Robert Mendelsohn⁹⁶, les coûts totaux des atteintes dues aux émissions de certains polluants atmosphériques (particules, oxydes d'azote, ammoniac, dioxyde de soufre, composés organiques volatils) se situeraient entre 71 et 277 Mds de dollars (0,7 à 2,8 % du PIB).

Pour l'Union Européenne, un rapport de l'Agence Européenne de l'Environnement⁹⁷ a évalué que le coût sanitaire et environnemental de la pollution de l'air⁹⁸ par les établissements industriels⁹⁹ s'élevait, en 2009, entre 102 et 169 Mds €.

⁹⁶ Muller, Nicolas. Z., et Robert Mendelsohn (2007), « Measuring the Damages of Air Pollution in the United States », Journal of Environmental Economics and Management, vol. 54, juillet.

⁹⁷ EEA, Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe, Technical report, N° 15 2011

⁹⁸ inclut les polluants locaux et régionaux (NH₃, NO_x, COVNM, les PM₁₀, les SO_x), les métaux lourds (arsenic, cadmium, chrome, plomb, mercure et nickel), les micro-polluants organiques (benzène, dioxines, furanes, HAP) et le CO₂.

Les travaux menés dans le cadre du programme CAFE (Clean Air for Europe) fournissent des données permettant de calculer, pour l'année 2000, les dommages sanitaires liés à l'exposition à long terme et à court terme aux seules particules fines (PM_{2,5}). Selon cette étude, les particules fines sont responsables de près de 350 000 décès prématurés et de plus de 3,6 millions d'années de vie perdues dans l'Union Européenne à 25 (cf. annexe II.2) (dont près de 500 000 pour la France).

En appliquant les valeurs recommandées dans NEEDS, on peut évaluer le coût de la mortalité liée à la pollution de l'air en 2000, pour l'UE à 25, à près de 145 Mds € soit un montant de 320 € par habitant.

En y ajoutant le coût des bronchites chroniques et des journées d'activité restreinte, le coût sanitaire de la pollution de l'air s'élève à 232,7 Mds €₂₀₀₀ soit un coût moyen par européen de 513 €₂₀₀₀ (cf. tableau II.7).

Tableau II.7 – Evaluation des coûts sanitaires liés aux particules fines PM_{2,5} dans l'UE à 25 en 2000

	valeurs physiques	valeur unitaire recommandée par NEEDS (€ ₂₀₀₀)	coût attribuable à la pollution de l'air	
			(en Mds € ₂₀₀₀)	en %
Mortalité (nombre d'années de vie perdues)	3 618 700	40 000 ¹⁰⁰	144,7	65
Population totale	452 121 151			
Coût moyen mortalité par européen (en €)	320 €			
Morbidité			88,0	35
- bronchites chroniques	163 800	200 000	32,8	15
- journées d'activités restreintes	347 687 000	130	45,2	20
Coût moyen morbidité par européen (en €/habitant)	194 €			
TOTAL (en Mds € ₂₀₀₀)	232,7			
Coût moyen par européen (en €)	514 €			

Source : Estimation CGDD à partir des résultats de CAFE

Le coût lié à la mortalité représente ainsi près des 2/3 des coûts sanitaires liés à la pollution de l'air.

Remarque : En appliquant la valeur tutélaire de la vie statistique pour la pollution de l'air (504 000 €₂₀₀₀) du rapport Boiteux au nombre de décès prématurés (347 900) et en y ajoutant un coût de morbidité « forfaitaire » de 30 % du coût de mortalité (soit 52,6 Mds €₂₀₀₀), on obtient des résultats très voisins (504 € en moyenne par habitant pour un coût global de 228 Mds €₂₀₀₀).

Une étude plus récente, l'étude APHEKOM (dont les résultats sont en cours de publication par l'INVS), évalue à 31,5 Mds € d'euros les bénéfices sanitaires qui pourraient être réalisés dans 25 grandes villes européennes si la valeur guide de l'OMS pour les particules PM_{2,5} était respectée (10 µg /m³) (cf. encadre II.17)

⁹⁹ Sont inclus dans le périmètre de l'étude les établissements industriels dont les émissions sont enregistrées au registre européen des émissions polluantes (E-PRTR)

¹⁰⁰ valeur recommandée par Needs pour l'UE à 25

Encadré II.17 – Le projet APHEKOM

Coordonné par l'Institut de veille sanitaire (InVS) pour la France le projet européen APHEKOM, qui évalue l'impact sanitaire dans 25 grandes villes européennes, montre que l'espérance de vie pourrait augmenter jusqu'à 22 mois pour les personnes âgées de 30 ans et plus si les niveaux moyens annuels de particules fines PM_{2,5} étaient ramenés au seuil de 10 µg /m³ soit un bénéfice de 31,5 Mds € (réduction des dépenses de santé, de l'absentéisme, et diminution des coûts associés à la perte de bien être, de qualité et d'espérance de vie).

Aphekom a également montré qu'habiter près du trafic routier est un facteur majorant dans le développement des pathologies chroniques. Dans 10 villes européennes, le projet a ainsi estimé que le fait d'habiter à proximité du trafic routier pourrait être responsable d'environ 15 % des asthmes de l'enfant. Au total, dans ces villes, le coût associé à ces impacts s'élèverait à environ 300 M € chaque année.

Il apparaît que la législation européenne visant à réduire les niveaux de soufre dans les carburants s'est traduite par une diminution marquée et pérenne des niveaux de dioxyde de soufre (SO₂) dans l'air ambiant. Cette mesure a permis de prévenir près de 2 200 décès prématurés, dont le coût est estimé à 192 M € d'euros dans les 20 villes étudiées.

L'ensemble de ces résultats souligne que l'élaboration et la mise en œuvre de réglementations efficaces dans le domaine de la pollution atmosphérique se concrétisent par des bénéfices sanitaires et monétaires importants.

B. Le coût sanitaire de la pollution de l'air en France

Depuis les années 90, plusieurs études ont été menées en France, souvent dans un cadre international, pour évaluer les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air. La plupart de ces études ciblent des contextes particuliers (pollution urbaine) et un nombre limité de polluants (principalement particules). Ces études se sont progressivement enrichies en intégrant des impacts sanitaires de plus en plus nombreux et en complétant l'analyse des impacts d'une exposition à court terme par les impacts d'une exposition à long terme. Ces derniers sont aujourd'hui identifiés comme représentant la part la plus importante du coût sanitaire attribuable à la pollution de l'air.

L'objectif de ce chapitre est de présenter les principales études disponibles en France sur les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air, qu'ils soient ou non monétarisés. Dans ce contexte, trois études ont été mobilisées. Bien que déjà anciennes, ces études illustrent néanmoins les enjeux sanitaires associés à la qualité de l'air.

B.1. Les principaux résultats de l'étude PSAS9¹⁰¹

En 1999, le gain sanitaire potentiel annuel lié à **une réduction à 10 µg /m³ des niveaux moyens de pollution pour les 9 agglomérations françaises faisant partie du champ de l'étude** (cf. encadré II.12) s'élève à près de 2 800 décès.

En appliquant la valeur tutélaire de la vie statistique dans le cas de la pollution atmosphérique du rapport Boiteux, on peut évaluer le bénéfice sanitaire lié à une telle réduction à environ 1,4 Mds € 2000 soit un bénéfice sanitaire de l'ordre de 124 € 2000 **par habitant**. Cette valeur n'intègre que les seuls coûts évités de mortalité liée à une exposition à court terme. Or, il s'avère que la mortalité liée à une exposition chronique à la pollution de l'air est beaucoup plus importante. En outre, il conviendrait d'y ajouter les coûts liés à la morbidité attribuable à la pollution de l'air.

Cette étude s'avère également très riche en enseignements plus qualitatifs : ainsi, les résultats montrent que l'impact sur la santé est davantage lié à la pollution quotidienne qu'aux pics observés quelques jours par an.

B.2. Les principaux résultats de l'étude OMS-PREDIT partie France (1999)

L'objectif de l'étude OMS-PREDIT était de fournir une évaluation des coûts sanitaires dus à la pollution de l'air, et en particulier à la part liée au trafic routier. Ils représentent en effet une part essentielle des externalités associées au trafic routier.

L'évaluation a consisté à évaluer le coût de la pollution de l'air en France en 1996 d'une part, et le coût de la pollution de l'air liée au trafic routier d'autre part, à partir de l'application de fonctions dose-réponse¹⁰² aux données locales : données d'exposition de la population française à la pollution de l'air (via l'exposition annuelle moyenne aux PM₁₀¹⁰³) et données

¹⁰¹ <http://www.invs.sante.fr/surveillance/psas9/default.htm>

¹⁰² Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., Horak F., Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, Air Pollution Attributable Case, 1999

¹⁰³ L'indicateur de pollution de l'air retenu est la moyenne annuelle de la concentration en particules (PM₁₀), jugées représentatives du mélange des polluants ayant des effets sur la santé. La France ne disposant pas, à l'époque, d'un inventaire des concentrations des PM 10 couvrant

sanitaires (via l'utilisation de 8 indicateurs de santé)¹⁰⁴. En 1996, on estime, en France, à 31 692 le nombre de décès prématurés¹⁰⁵ liés à une exposition à long terme à la pollution de l'air dont 17 629 au trafic routier. L'exposition à long terme à la pollution de l'air est également responsable de près de 37 000 cas de bronchites chroniques supplémentaires chez les adultes âgés de plus de 25 ans. A court terme, la pollution de l'air aux particules est responsable de plus de 800 000 crises d'asthme et de 24,5 millions de journées d'activités restreintes (cf. tableau II.8).

Tableau II.8 – Impacts sanitaires attribuables à la pollution de l'air d'origine anthropique en France en 1996

	nombre de cas dus à la pollution atmosphérique (intervalle de confiance : 95 %)		
	Total avec part du trafic routier	sans part du trafic routier	cas attribuables au trafic routier
mortalité à long terme (en nombre de décès prématurés)	31692 [19202-44369]	14063 [8251-19689]	17629 [10681-]
mortalité à long terme (en nombre d'années de vie perdues)	424120 [190654-434887]	248040 [83475-187064]	176080 [107479-247823]
hospitalisations pour cause respiratoire (tous âges)	13796 [1491 - 26 286]]	6122 [662 - 11 664]	7674 [829 - 14 622]
hospitalisations pour cause cardiovasculaire (tous âges)	19 761 [10 440 - 29 362]	8 769 [4633 - 13 029]	10 992 [5 807 - 16 333]
incidence bronchite chronique (adultes âgés de plus de 25 ans)	36726 [3262-73079]	16297 [1448-32429]	20429 [1814-40650]
Bronchites (enfants âgés de moins de 15 ans)	450218 [198450-813562]	199784 [88062-361018]	250434 [110388-452544]
Jours d'activité restreinte (adultes âgés de plus de 20 ans)	24579872 [20692055-28519982]	10907318 [9182099-12655742]	13672554 [11509956-15864240]
Crises d'asthme (enfants âgés de moins de 15 ans)	242633 [149141-337151]	107668 [66181-149611]	134965 [82960-187540]
Crises d'asthme (adultes âgés de plus de 15 ans)	577174 [281130-879091]	256121 [124752-390097]	321053 [156378-488994]

Source : Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : une approche européenne – décembre 1999

L'étude évalue le coût de la pollution de l'air, en appliquant des méthodes de monétarisation variées : méthode du consentement à payer, méthode des dépenses de consommation (proches, sur le plan conceptuel, de la méthode des pertes de production), ou encore méthode des « coûts de la maladie¹⁰⁶ » pour la monétarisation des variables sanitaires de morbidité.

L'étude, en se basant sur des valeurs unitaires obtenues à partir de la méthode du consentement à payer (c'est la méthode qui permet le chiffrage le plus complet de la perte de bien être liée à la mortalité ou à la morbidité (cf. supra)), évalue à

toute la population française, la concentration en PM 10 a été modélisée. Dans un premier temps, les moyennes annuelles de PM 10 ont été estimées à partir des moyennes annuelles de l'indice des fumées noires (pour lequel les données sont beaucoup plus nombreuses). Puis, la concentration en PM 10 a été estimée à partir des variables d'occupation des sols. La moyenne des PM 10 a été pondérée par la taille de la population. Un facteur correctif de 9,5 microgrammes par m³ a été ajouté afin de tenir compte des particules secondaires non mesurés par les capteurs. Finalement, le pourcentage de PM 10 du au trafic routier a été estimé à partir d'un modèle qui utilise un ratio entre les émissions dues au transport routier et celles dues à l'industrie et au secteur résidentiel en Suisse.

¹⁰⁴ Ont été déterminées la mortalité pour les adultes supérieurs à 30 ans et l'incidence des bronchites chroniques liées à une exposition à long terme aux PM₁₀. Les hospitalisations pour causes respiratoire et cardiaque, les bronchites pour les enfants de moins de 15 ans, les journées d'activités restreintes pour les adultes âgés de plus de 20 ans, les crises d'asthmes pour les enfants âgés de moins de 15 ans et les crises d'asthmes pour les adultes âgés de plus de 15 ans ont été évaluées pour une exposition à court terme à la pollution de l'air. Ces chiffres n'englobent donc pas tous les effets sanitaires des particules PM₁₀.

¹⁰⁵ Cette étude analyse les effets sanitaires qui seraient évités si le niveau de pollution de l'ensemble des jours de l'année était ramené au niveau annuel théorique de 7,5 microgrammes / m³, niveau de pollution naturelle (les décès prématurés peuvent être interprétés comme ceux que l'on pourrait éviter si la pollution particulaire d'origine humaine était complètement supprimée). La fonction dose - réponse (pourcentage d'augmentation du risque) utilisée est de 4 % pour 10 microgrammes / m³.

¹⁰⁶ Il s'agit des dépenses de traitement et des pertes de productivité du travail. Sur ce dernier point, la faible disponibilité des données a conduit à une évaluation très partielle et donc à une sous-estimation importante des coûts.

38,9 Mds € le coût de la pollution de l'air en France en 1996, soit un coût moyen de 667 € par habitant. Le coût de mortalité qui s'élève à 28,6 Mds €, est basé sur l'utilisation de l'indicateur « nombre de décès prématurés » auquel on applique une valeur de la vie statistique de 0,9 Md €. Le coût de morbidité s'élève à 10,3 Mds €. A l'exception des bronchites chroniques, ce coût n'inclut que les dommages sanitaires liés à une exposition à court terme (cf. tableau II.9).

Tableau II.9 - Evaluation du coût de la pollution de l'air par les particules PM₁₀ en France en 1996 par la méthode du consentement à payer (Source : étude BETA-EUREQUA-GREQAM (dans le cadre du programme de recherche PREDIT))

	Nombre de cas	Valeur unitaire (consentements à payer)	Coût en Mds €
Mortalité de long terme	31 692	900 000 €	28,6
Hospitalisations pour cause respiratoire et cardio-vasculaire	33 557	7 870€ ¹⁰⁷	0,3
Incidence Bronchites chroniques	36726	209 000 ¹⁰⁸	7,7
Bronchites aiguës	450 218	131 ¹⁰⁹	0,06
crises d'asthme	819 807	31 ¹¹⁰	0,03
Jours d'activité restreinte	24.5 10 ⁶	94 ¹¹¹	2,3
Coût morbidité			10,3
Coût morbidité et mortalité			38,9

Source : O. Chanel, S. Masson, P. Scapechi, J-C. Vergnaud : Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : une approche européenne

Selon cette même méthode, le coût imputable aux transports a été évalué à 21,6 Mds € dont 15,9 Mds € au titre de la mortalité.

Avec près de 8 Mds €, les bronchites chroniques représentent la part la plus importante des coûts de morbidité (75 %). Elles sont suivies par les journées d'activités restreintes (22 %). Les autres catégories ne représentent que 3 %.

En appliquant les valeurs tutélaires issues du rapport Boiteux (504 000 € au lieu de 900 000 €, valeur retenue dans l'étude BETA-EUREQUA-GREQAM) le coût de la pollution de l'air par les particules PM₁₀ s'élève à près de 21 Mds € (cf. tableau II.10) au lieu de 38,9 Mds €.

Le coût de la mortalité s'élève à 16 Mds soit un coût moyen par habitant de près de 360 €. 11,6 Mds de ce coût sont attribuables au trafic routier (dont près de 9 Mds € pour la mortalité).

Tableau II.10 - Evaluation du coût de la pollution de l'air par les particules PM₁₀ en France en 1996 par les valeurs tutélaires du rapport Boiteux.

	Nombre de cas	Valeur unitaire (rapport Boiteux)	Coût en Mds €
Mortalité de long terme	31 692	504 000 €	16
Mordibité	(30 % du coût de la mortalité)		4,8
Coût morbidité et mortalité			20,8

Source : Estimation CGDD

¹⁰⁷ ExternE (1995), volume 2, Partie II p 519, ajusté de l'inflation selon Lilsson M., Guliberg M. (1998)

¹⁰⁸ Chestnut L.G. (1995), CAP pour un cas de bronchite chronique d'intensité moyenne

¹⁰⁹ Maddison D. (1997)

¹¹⁰ Maddison D. (1997)

¹¹¹ Maddison D (1997)

En appliquant les valeurs monétaires issues des recommandations les plus récentes des projets de recherche européen Externe et NEEDS, le coût de la pollution de l'air s'élève, en 1996, en France, à près de 24 Mds € dont 11 Mds € pour la morbidité. Cela représente un coût par habitant de l'ordre de l'ordre de 400 €₂₀₀₀. (cf. tableau II.11)

Tableau II.11 - Evaluation du coût de la pollution de l'air par les particules PM₁₀ en France en 1996

	Nombre de cas	Valeur unitaire en € ¹¹² (Needs / ExternE)	Coût en Mds €
Mortalité de long terme (en nombre d'années de vie perdues)	311 225	41 000 ¹¹³	12,8
Hospitalisations pour cause respiratoire et cardio-vasculaire	33 537	2 000€	0,06
Incidence Bronchites chroniques	36 726	200 000	7,3
Jours d'activité restreinte	24,5 10 ⁶	130	3,5
Coût morbidité			10,9
Coût morbidité et mortalité			23,7

Source : estimation CGDD à partir de l'étude de O.Chanel et al. (op. citus).

Cette évaluation confirme l'importance relative des bronchites chroniques dans le coût de morbidité de la pollution de l'air.

Pour la valorisation monétaire de la mortalité à long terme, cette étude retiendra la valeur de la vie statistique du rapport Boiteux ou la valeur d'une année de vie de NEEDS.

Tableau II.12 - Synthèse du coût de la pollution de l'air en 1996 en France (en M €)

	Selon valeurs tutélaires rapport Boiteux	Selon recommandations les plus récentes (*)
Coût de mortalité due à la pollution de l'air en Mds €	16,0	12,8
Coût de morbidité due à la pollution de l'air en Mds €	4,8	10,9
Coût total pollution de l'air en Mds €	20,8	23,7
Population	58 258 071	
Coût moyen en € par habitant	357	406

(*) Résultats des projets de recherche de ExternE (2001) et de NEEDS (2005)

Source : Etude OMS-PREDIT-ADEME (***) et CGDD (*)

Les résultats obtenus dans cette étude sont relativement cohérents avec ceux obtenus dans le cadre du programme CAFE.

¹¹² Externe (2001) et NEEDS (2005) – ces valeurs comprennent es coûts intangibles et pour certaines d'entre elles les coûts des traitements et les pertes de productivité.

¹¹³ Valeur monétaire d'une année de vie recommandée par Needs pour l'UE à 15

B.3. Les principaux résultats de l'analyse coût-bénéfice CAFE 2000 – 2020 (avril 2005)¹¹⁴

En mai 2001, la Commission Européenne a mis en place le Programme Clean Air For Europe (CAFE), une démarche basée sur la connaissance dont l'objectif est de guider le développement des propositions réglementaires européennes pour améliorer la qualité de l'air. L'analyse coût-bénéfice, conduite dans le cadre de la mise en place de la stratégie thématique sur la pollution de l'air a évalué les bénéfices liés à l'atteinte de trois objectifs plus ou moins ambitieux de qualité de l'environnement, allant depuis la mise en œuvre de la réglementation actuelle (scénario de référence) jusqu'à la mise en œuvre générale des meilleures techniques actuellement disponibles (scénario le plus ambitieux).

Cette analyse a conduit entre autres, à évaluer les impacts sanitaires liés à une exposition chronique aux particules¹¹⁵ (PM 2,5) et à l'ozone dans les différents Etats Membres de l'Union Européenne.

En appliquant les valeurs tutélaires du rapport Boiteux et les valeurs recommandées par NEEDS, on peut estimer le coût sanitaire de la pollution de l'air d'une exposition chronique aux particules fines à 27,7 Mds € soit un coût moyen par habitant de près de 460 €. Le coût de la mortalité s'élève à plus de 21 Mds € (cf. tableau II.13).

**Tableau II.13 - Coûts de la pollution de l'air en France (2000)
en utilisant les valeurs tutélaires françaises**

	valeurs physiques	valeur recommandée par le rapport Boiteux (€ ₂₀₀₀)	coût attribuable à la pollution de l'air (en Mds € ₂₀₀₀)
Nombre de décès prématurés	42202	504000	21,3
Morbidité (30 % du coût de mortalité)			6,4
TOTAL (en Mds €₂₀₀₀)			27,7
Population totale		60 545 022	
Coût moyen par Français (en € ₂₀₀₀)		458 €	

Source : estimation CGDD

En appliquant les valeurs de Needs, et en ciblant l'évaluation du coût de la pollution de l'air sur les trois éléments qui en représentent la part la plus élevée (à savoir la mortalité, les bronchites chroniques et les journées d'activités restreintes), le coût sanitaire d'une exposition chronique aux particules fines s'élève, en France, en 2000, à environ 29,8 Mds €, soit 493 € par habitant (cf. tableau II.14).

¹¹⁴ International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), (2005) CAFE CBA : Baseline Analysis 2000 to 2020

¹¹⁵ L'analyse des effets des particules inclut l'exposition aux aérosols primaires et secondaires. La fonction dose – réponse utilisée est une augmentation de 6 % du taux de mortalité pour une augmentation de 10 microgrammes /m³ de particules fines (PM 2,5)

**Tableau II.14 - Coûts de la pollution de l'air en France (2000)
en utilisant les valeurs recommandées par NEEDS**

	valeurs physiques	valeur unitaire recommandée par ExternE et NEEDS (€ ₂₀₀₀)	coût attribuable à la pollution de l'air	
			(en Mds € ₂₀₀₀)	en %
Nombre d'années de vie perdues	482 210	41 000	19,8	66 %
Bronchites chroniques	21220	200 000	4,2	14 %
Journées d'activités restreintes	44935660	130	5,8	19 %
TOTAL (en Mds €₂₀₀₀)			29,8	
Population totale			60 545 022	
Coût moyen par Français (en € ₂₀₀₀)			492€	

Source : Estimation CGDD à partir des travaux de CAFE et des valeurs recommandées dans NEEDS.

Ce coût reste néanmoins incomplet. Au-delà de l'incertitude liée aux valeurs unitaires appliquées aux impacts sanitaires de morbidité (cf. supra), les données d'impacts sanitaires disponibles ne fournissent généralement pas une image exhaustive de tous les effets sanitaires de la pollution de l'air. Ainsi, les effets chroniques de l'exposition aux particules sur les maladies cardio-vasculaires ou encore les impacts des aérosols organiques secondaires d'origine anthropique sont mal connus. De même, les effets sanitaires d'une exposition à long terme à l'ozone, encore mal quantifiés, ne sont pas inclus dans les coûts.

B.4. Synthèse des principaux résultats

Au vu de ces résultats, il apparaît que, dès lors qu'on prend en compte les effets sur la santé de l'exposition chronique à la pollution de l'air le coût de la pollution de l'air en France peut être estimé entre 20 et 30 Mds € et de l'ordre de 400 à 500 €/habitant (cf. tableau II.15)¹¹⁶. Ce coût semble principalement lié à la mortalité. De façon générale, les coûts estimés ne prennent pas en compte l'ensemble des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air extérieur ni les impacts sanitaires de tous les polluants. Il est donc plus que vraisemblable que ces premières estimations soient sous-estimées.

Tableau II.15 – Synthèse des principaux résultats d'estimation des coûts de la pollution de l'air extérieur en France

Source des indicateurs physiques	impact	Coût pour la France (en Mds €)		Coût moyen par habitant (en €)	
		Needs	Boîteux	Needs	Boîteux
Etude réalisée dans le cadre de CAFE (1)	mortalité	19,8	21,3	327	352
	morbidité	10	6,4	165	106
	total	29,8	27,7	492	458
Etude OMS-PREDIT-ADEME (2)	mortalité	12,8	16	220	275
	morbidité	10,9	4,8	186	82
	total	23,7	20,8	406	357

(1) Etude portant sur l'exposition aux particules PM_{2,5} en 2000

(2) Etude portant sur l'exposition aux particules PM₁₀ en 1996

Source : CGDD à partir des études OMS-PREDIT-ADEME(2000) et Clean Air For Europe (CAFE)

Note : estimations arrondies, pour le coût pour la France au milliard, et pour le coût moyen par habitant, à la dizaine.

Dans ce contexte, les politiques de lutte contre la pollution de l'air peuvent être à l'origine d'importants bénéfices sanitaires pour la société.

¹¹⁶ Les résultats de PSAS-9 n'ont pas été repris dans le tableau dans la mesure où l'étude ne permet que de tenir compte des décès prématurés à court terme.

Partie III – Les politiques actuelles en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air

Au regard des dommages sanitaires liés à la pollution de l'air les politiques d'amélioration de la qualité de l'air sont susceptibles de produire d'importants bénéfices. Pour que ces politiques soient efficaces, elles doivent prendre en compte la complexité des phénomènes de pollution. Par exemple, l'air que nous respirons n'a pas une qualité stable. Les sources fixes de polluants (installations de combustion, installations d'incinération des déchets, installations industrielles, etc.) et les sources mobiles (transports essentiellement) alimentent une pollution de fond dont la concentration finale est influencée par la topographie locale, les phénomènes météorologiques, la répartition temporelle des émissions et les réactions chimiques des polluants dans l'air (cf. *supra*). Les impacts sanitaires sont liés, quant à eux, non seulement à la concentration de polluants dans l'air mais aussi à l'exposition des populations à ces polluants, c'est-à-dire à la densité de la population située aux zones dans lesquelles une mauvaise qualité de l'air est observée selon des critères de durée et/de concentration de polluants dans l'air.

En raison de ces phénomènes complexes, une intervention publique multiformes et à plusieurs niveaux s'est avérée nécessaire. Ainsi, les actions publiques portent, d'une part, sur la connaissance et l'observation (recherches, surveillance, information) et, d'autre part, sur la réduction des émissions multisectorielles et des expositions. De plus, la pollution atmosphérique étant un problème à la fois local et transfrontière, les politiques sont menées à des échelles qui s'étendent du local à l'international. Enfin, les politiques environnementales qui visent à réduire les émissions de polluants dans l'air ciblent non seulement les dommages sanitaires mais aussi les autres dommages liés aux polluants (environnement, bâtiments, etc.).

Les politiques actuelles ont permis des progrès considérables dans la réduction des émissions de certains polluants atmosphériques (dioxyde de soufre, composés organiques volatils et dans une moindre mesure oxydes d'azote et ammoniac). Néanmoins, pour d'autres polluants, des problèmes sanitaires et environnementaux demeurent préoccupants, et des efforts sur les oxydes d'azote et l'ammoniac doivent être poursuivis. La partie suivante s'attachera à présenter, dans un premier temps, la politique générale en faveur de l'amélioration de la qualité de l'air, puis, elle détaillera quelques actions publiques et leurs résultats observés ou attendus.

3.1. Une politique globale à plusieurs niveaux

3.1.1. Les engagements internationaux et européens

Au niveau international, la France a signé et ratifié divers accords internationaux imposant une réduction des émissions de polluants atmosphériques et la mise en place de programmes de surveillance, d'actions et de recherches associés. Ces accords concernent les phénomènes de pollution atmosphérique à grande échelle (transport de pollution à longue distance, destruction de la couche d'ozone, réchauffement climatique) qui nécessitent une gouvernance internationale.

A ces engagements s'ajoutent ceux incombant à la France au titre de la législation européenne (règlements, directives, décisions) qui orientent et encadrent les actions de lutte contre la pollution atmosphérique. Le droit européen traite en particulier de la qualité de l'air : il agit sur les sources (véhicules routiers, engins mobiles non routiers, grandes installations de combustion, installations d'incinération de déchets, installations utilisatrices de solvants, etc.) et les récepteurs, avec établissement de plafonds annuels nationaux d'émissions et de valeurs limites dans l'air à ne pas dépasser.

En particulier, la directive 2008/50/CE (directive « Qualité de l'air ») fixe des normes contraignantes pour différents polluants :

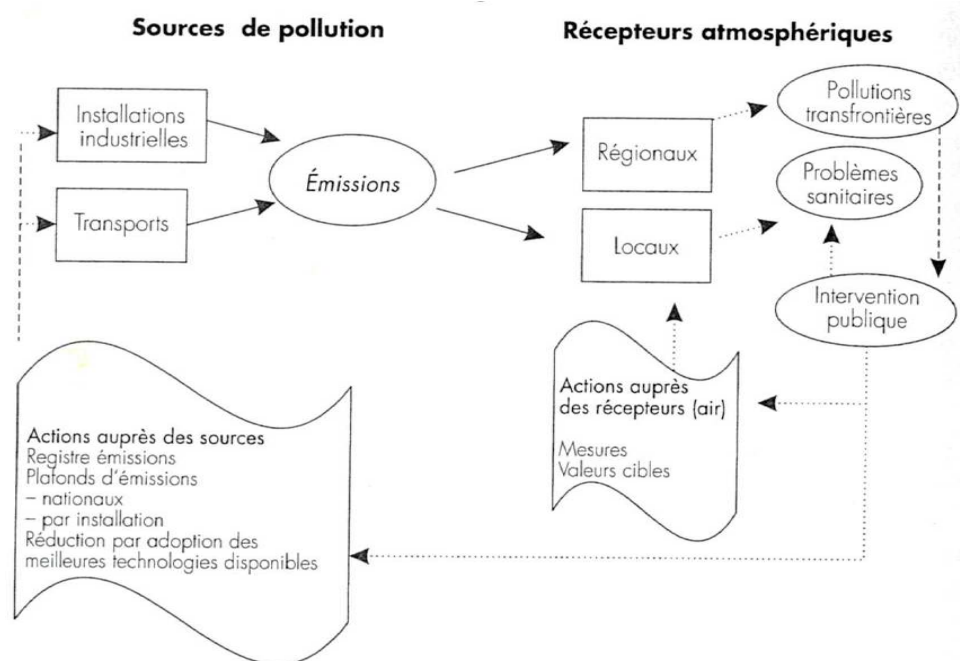
- valeurs limites à ne pas dépasser pour le dioxyde d'azote, les particules PM₁₀, les particules fines PM_{2,5}, plomb, benzène et monoxyde de carbone ;
- valeur cible à respecter à des coûts non-disproportionnés et objectifs à long terme pour l'ozone ;
- valeur cible à respecter à des coûts non-disproportionnés pour les particules fines PM_{2,5}.

Cette directive est complétée par la directive 2004/107/CE fixant des valeurs cibles à respecter à des coûts non-disproportionnés pour les métaux lourds (arsenic, cadmium, nickel) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

Enfin, la directive 2001/81/CE (directive « plafonds ») vise à lutter contre la pollution globale à l'échelle européenne et contre les phénomènes de pollution transfrontière en fixant des plafonds nationaux d'émissions annuelles pour les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, les composés organiques volatils non-méthaniques et l'ammoniac. Cette directive a été adaptée en déclinaison du protocole de Göteborg de la convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontalière. Sa révision actuelle propose l'ajout des PM_{2,5} parmi les futurs plafonds 2020.

Ces principaux accords internationaux et directives européennes sont rappelés en annexes III-1.

Figure III-1 : Le cadre européen de lutte contre la pollution atmosphérique locale et régionale



Source : Jacques-François Thisse, Françoise Maurel, Anne Perrot, Jean-Claude Prager, Jean-Pierre Puig, *Villes et économie*, La Documentation française, 2004

3.1.2. La politique nationale

Au plan national, pour prendre en compte la complexité des phénomènes de pollution et les spécificités locales, les niveaux d'actions sont aussi bien nationaux (réglementation, programmes de recherche, plans nationaux) que locaux (orientations régionales, plans d'actions locaux, outils de planification territoriaux). La politique locale s'appuie sur la réglementation nationale. Les politiques visent trois types d'actions :

- l'information (surveillance de la qualité de l'air) ;
- la réduction des émissions vers l'air ;
- la réduction des expositions aux polluants.

La réglementation sur l'air est intégralement codifiée dans le **Code de l'Environnement**. Elle repose entre autres sur la Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE), promulguée le 30 décembre 1996, ainsi que sur la législation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement. De nouveaux outils ont également été mis en place à l'issue du Grenelle de l'Environnement et de la transposition en 2010 de la directive 2008/50/CE relative à un air pur en Europe.

La **LAURE** a permis de structurer l'action publique en matière de lutte contre la pollution atmosphérique. Elle a notamment institué le droit de respirer un air qui ne nuise pas à la santé, ainsi que le droit à l'information sur la qualité de l'air et ses effets. Elle s'articule autour de deux axes : elle fixe des objectifs et des obligations en matière de surveillance et d'information et elle impose la mise œuvre de divers outils de planification en vue de lutter contre la pollution atmosphérique. C'est ainsi que furent créés les Plans Régionaux pour la Qualité de l'Air (PRQA), qui avaient pour objectif de fixer à l'échelon régional les grandes orientations permettant de réduire les effets de la pollution atmosphérique. Ces plans étaient complétés par les Plans de protection de l'atmosphère (PPA) au niveau local (cf. Encadré III-1). Enfin, la LAURE a rendu obligatoire l'élaboration d'un Plan de déplacement urbain (PDU) dans les agglomérations de plus de 100 000 habitants.

L'évolution la plus marquante de la LAURE concerne la surveillance de la qualité de l'air. La France dispose désormais d'un réseau de surveillance de la qualité de l'air qui repose sur les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA). Elles permettent d'informer l'État et le public au niveau local sur la qualité de l'air et de participer au déclenchement des procédures préfectorales nécessaires pour réduire les émissions de polluants et donner des recommandations en cas de risques pour la santé. Les AASQA sont décrites plus spécifiquement en annexe III-2. Au quotidien, ces mesures sont diffusées, entre autres, à travers l'indice ATMO pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants et l'indice de la qualité de l'air simplifié pour les agglomérations de taille inférieure. Un bilan de l'application de la LAURE a été réalisé en 2006 ; il est présenté dans l'encadré III-2.

Au niveau central, un programme national de réduction des émissions polluantes (PREPA) a été établi par arrêté ministériel en 2003 ; il présente les mesures pour atteindre les objectifs d'émission fixés par la Communauté Européenne¹¹⁷.

La lutte contre la pollution de l'air est également une action majeure du Grenelle de l'environnement avec une refonte des outils de planification et d'actions, et l'introduction des enjeux relatifs aux particules PM_{2,5} et à la qualité de l'air intérieur. Ces préoccupations sont des pistes d'action du Plan National Santé Environnement 1 (PNSE 1) et PNSE 2 produits dans le cadre du **Grenelle de l'Environnement**. Ainsi la loi Grenelle 1 sollicite la création d'un **plan national particules** (encadré III-3) doté d'un objectif de réduction de 30 % des particules fines dans l'air d'ici 2015. Ce plan a été validé le 28 juillet 2010 et s'attaque pour la première fois à l'ensemble des secteurs émetteurs de particules ou précurseurs de particules. Outre des mesures nationales de natures réglementaires fiscales, mobilisatrices et incitatives, le plan particules engage également la déclinaison de ces mesures sollicitant à la fois une démultiplication et des renforcements dans les zones à enjeux pour la qualité de l'air.

Encadré III-1 – Les Plans de protection de l'atmosphère (PPA)

Le Plan de protection de l'atmosphère est l'outil local principal regroupant toutes les mesures (réglementaires ou non) permettant d'améliorer la qualité de l'air et visant *in fine* un retour ou un maintien sous des valeurs limites. Le PPA doit être compatible avec les orientations du SRCAE. Les PDU doivent être compatibles avec les PPA.

Des PPA doivent être élaborés dans toutes les agglomérations de plus de 250 000 habitants et dans les zones où les valeurs limites et les valeurs cibles sont dépassées ou risquent de l'être. L'application de ces dispositions relève des articles L.222-4 à L.222-7 et R. 222-13 à R.222-36 du code de l'environnement. À ce jour, 33 PPA sont en cours d'élaboration ou en cours de révision.

Les PPA ont pour objet de réduire les émissions de polluants atmosphériques et de maintenir ou ramener dans les périmètres concernés les concentrations à des niveaux inférieurs aux normes fixées à l'article R. 221-1 du code de l'environnement.

Ils doivent réaliser un inventaire des sources d'émission de polluants, définir le périmètre approprié, fixer des objectifs de réduction, recenser l'ensemble des actions agissant pour la qualité de l'air ou nécessaires à la restauration d'une qualité conforme en précisant les responsables des actions et la contribution de ces actions à l'effort de réduction des émissions de polluants, et prévoir en conséquence des mesures qui peuvent être contraignantes et pérennes pour les sources fixes (installations de combustion, usines d'incinération, stations services, chauffages domestiques, etc.) et mobiles (transport, pratiques agricoles, etc.). Les PPA contiennent enfin, des procédures d'information et de recommandation ainsi que des mesures d'urgence à mettre en œuvre lors des pics de pollution.

Chaque mesure doit être encadrée fonctionnellement (modalités de mise en œuvre et de contrôles éventuels, acteurs concernés, financement) et temporellement en vue de sa mise en œuvre, et être accompagnée d'estimations de l'amélioration de la qualité de l'air escomptée. La mise en application de l'ensemble des dispositions d'un PPA doit ensuite être assurée par les autorités désignées en fonction de leurs compétences respectives.

Les préfets suivent la réalisation de toutes les actions menées sur le territoire d'un PPA pour la qualité de l'air, même si ces actions sont pilotées par d'autres acteurs locaux. Ces derniers doivent donc informer le préfet des actions menées chaque année. Pour ce faire, les PPA doivent énumérer les listes de ces autres actions, les acteurs responsables de leur mise en œuvre et de l'estimation (si possible) de leur efficacité vis-à-vis des émissions de polluants et de la qualité de l'air, les modalités de suivi et d'information au préfet.

Conformément à la Directive 2008/50/CE, les PPA doivent donc proposer des mesures de réduction des émissions dans divers secteurs en application du plan particules (domestique, tertiaire, industrie, transports, agriculture) et réaliser des projections d'émissions et d'impact sur la qualité de l'air à diverses échéances. Les échéances 2005 pour les particules PM₁₀ et 2010 pour le NO₂ auraient dû être respectées. L'échéance 2015 est importante pour bon nombre de polluants atmosphériques comme échéance ultime dérogatoire (la France est actuellement à la cour de justice européenne pour non respect des valeurs limites de PM₁₀).

Les plans sont établis sous l'autorité du préfet qui s'appuie sur les Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (DREAL ou DRIEE en Ile-de-France), en concertation étroite avec l'ensemble des acteurs concernés - collectivités territoriales, industriels, artisans (chauffage domestique), professions agricoles, autorités organisatrices des transports et associations de protection de l'environnement, de consommateurs et d'usagers des transports. Les projets de plans sont ensuite soumis à enquête publique avant leur approbation par arrêté préfectoral.

Un suivi annuel est prévu, pour rendre compte à la Commission européenne dans les zones qui ne respecteraient pas chaque année les valeurs limites et pour présenter l'avancement du PPA chaque année en CODEREST.

L'article R. 222-30 du code de l'environnement précise que la mise en œuvre d'un PPA doit faire l'objet d'une évaluation au moins tous les cinq ans, et qu'à son issue, il pourra éventuellement être décidé de mettre en révision le PPA concerné.

Source : MEDDE, Direction Générale de l'Énergie et du Climat

¹¹⁷ Application de la directive 2001/81/CE du 23 octobre 2001 qui prévoit que les Etats membres établissent un programme national de réduction des émissions des polluants afin de respecter en 2010 les plafonds fixés pour les émissions de quatre polluants (SO₂, NO_x, COV et NH₃).

Encadré III-2 - La Loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) et le bilan de son application

En instituant le droit de respirer un air qui ne nuise pas à sa santé, la loi cadre sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie a rendu obligatoire :

- la surveillance de la qualité de l'air assurée par l'État,
- la définition d'objectifs de qualité,
- l'information du public.

La **surveillance** porte sur l'ensemble du territoire national depuis le 1^{er} janvier 2000. Une information du public, dont l'État est le garant, doit être réalisée périodiquement et une alerte doit être déclenchée en cas de dépassement de seuil. L'État peut déléguer ses missions de surveillance à des organismes agréés « équilibrés » regroupant 4 collèges (État, collectivités territoriales, industriels, associations). Depuis le 1^{er} janvier 2011, pour garantir la qualité des mesures, l'État a mis en place le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (INERIS, LNE, École des Mines de Douai) qui coordonne au plan technique les travaux des organismes agréés, sous l'autorité du MEDDE.

La LAURE prescrivait l'élaboration d'un **Plan Régional de la Qualité de l'Air**, de **Plans de Protection de l'Atmosphère** et pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants d'un **Plan de Déplacement Urbain (PDU)**. Le PDU vise à développer les transports collectifs et les modes de transport propres, à organiser le stationnement et à aménager la voirie. Des itinéraires cyclables devront être réalisés à l'occasion de réalisation ou de rénovation de voirie.

Elle instaure une procédure d'**alerte**, gérée par le Préfet. Celui-ci doit informer le public et prendre des mesures d'urgence en cas de dépassement de seuil (restriction des activités polluantes, notamment de la circulation routière).

Elle intègre les principes de pollution et de nuisance dans le cadre de l'urbanisme et dans les **études d'impact** relatives aux projets d'équipement.

Elle définit des mesures techniques nationales pour **réduire la consommation d'énergie** et **limiter les sources d'émission**, instaure des **dispositions financières et fiscales** (incitation à l'achat de véhicules électriques, GPL ou GNV, équipement de dispositifs de dépollution sur les flottes de bus).

En 2006, après 10 ans d'application de cette loi, le Premier ministre, M. Dominique de VILLEPIN, a nommé Philippe RICHERT, Vice-Président du Sénat, Président du Conseil national de l'air, pour en dresser le bilan.

Il apparaît, au bénéfice de la loi, une meilleure prise en compte de l'air dans les études d'impact, la mise en place d'un suivi air et santé et la mise en place d'un véritable réseau de surveillance et d'information au travers des ASQAA, présentes dans toutes les régions et toutes les villes de plus de 100 000 habitants. Les financements, les moyens humains ou encore les indicateurs surveillés se sont considérablement accrus en France¹¹⁸.

Le bilan est plus mitigé au niveau des outils de planification et d'aménagement du territoire qui ont été mis en place de façon tardive avec, pour les plans de déplacements urbains, une insuffisante prise en compte de la problématique air. Il ressort d'autres insuffisances comme les limites organisationnelles de la surveillance de l'air, les critères de performances plus orientés énergie qu'environnement pour les chaudières ou les véhicules dits « propres ». La faiblesse de l'évaluation économique et sociale de la pollution de l'air et de sa gestion et le manque d'outils pour la mobilisation des décideurs et des citoyens ont été relevés. La lenteur, à s'attaquer à certains polluants prioritaires comme les particules fines a également été critiquée (rappelons l'introduction de la prise en compte des particules fines seulement à partir de la directive de 2008 relative à la qualité de l'air). Enfin, le cloisonnement réglementaire, avec la multiplication et la juxtaposition de plans touchant à la politique de qualité de l'air, du climat ou de la santé, sans mise en cohérence des actions, est jugé contre-productif.

Source : ATMO France, Fédération des associations agréées de la surveillance de la qualité de l'air et Philippe RICHERT, *Qualité de l'air et changement climatique : un même défi, une même urgence – Une nouvelle gouvernance pour l'atmosphère*, février 2007

A travers la mise en place du « Plan Particules » et des Schémas Régionaux du Climat, de l'Air et de l'Énergie, le Grenelle de l'Environnement a répondu à certaines de ces critiques.

Le décret du 21 octobre 2010 est venu compléter ce dispositif, notamment pour les PPA.

La désignation par arrêté ministériel du 29 juillet 2010 d'un coordinateur national au 1^{er} janvier 2011 aux fortes compétences techniques pour le dispositif de surveillance de la qualité de l'air, avec une gouvernance dynamique associant étroitement ce coordonnateur technique (laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air LCSQA), les AASQA et le MEDDE, ont permis de lancer des actions importantes dans la surveillance (inventaires locaux d'émissions, définition des zones sensibles à la qualité de l'air, méthode d'évaluation des réductions des émissions à mener dans les PPA, plaquettes régionales des enjeux atmosphériques en appui à l'élaboration des SRCAE...).

Enfin, le Conseil National de l'Air, dans sa nouvelle composition fixée par le décret du 1^{er} janvier 2011, a décidé d'engager une analyse précise de la mise en œuvre du plan particules, des SRCAE et des PPA, et prépare une action de communication-sensibilisation sur la qualité de l'air.

Les outils économiques et financiers peuvent encore être améliorés, ainsi que la mobilisation des décideurs et des citoyens.

Source : MEDDE, DGEC

¹¹⁸ En 2009, 38 associations sont agréées pour la surveillance de la qualité de l'air. Leur budget est de 47,5 M €.

Encadré III-3 - Le Plan particules

La première déclinaison locale du plan particules sont les Schémas Régionaux du Climat, de l'Air et de l'Énergie (SRCAE), créés par la loi Grenelle 2. Ces schémas remplacent désormais les plans régionaux pour la qualité de l'air. Leurs objectifs intègrent notamment des orientations concernant la lutte contre le changement climatique et la réduction de la pollution de l'air. Les Plans Climat Énergie territoriaux, issus du Plan Climat 2004, doivent être compatibles avec les orientations des SRCAE, mais n'ont comme objectifs que le climat et l'énergie.

Les autres plans d'actions territoriaux pour l'air sont les plans de protection pour l'atmosphère qui présentent des mesures prescriptives, opposables par arrêté préfectoral, et dont le contenu a été grandement revu avec le décret du 21 octobre 2010. Les zones d'actions prioritaires pour l'air définies dans la loi Grenelle 2 constituent un volet majeur dans le secteur des transports.

Les documents d'aménagement et d'urbanisme territoriaux (SCOT, PLU, PDU, PLH, etc.) (annexe III-3) constituent aussi des outils en faveur de la lutte contre la pollution de l'air, compte tenu des politiques qu'ils portent en matière de localisation des populations et des activités, d'organisation des transports et de développement durable des territoires. Les liens de cohérence et de compatibilité entre les différents documents sont précisés en annexe. La Loi Grenelle 2 a introduit la prise en compte de la qualité de l'air pour les SCOT, les PLU et les cartes communales.

3.1.3. Les outils de politique publique

A. Les instruments réglementaires

L'intervention publique environnementale s'est édifée sur la base de la réglementation qui utilise le triptyque norme-contrôle-sanction pour contenir les pollutions en deçà de niveaux maxima. La réglementation prend tout son intérêt dans les situations où il n'est pas possible d'orienter de manière certaine le comportement du pollueur, alors que celui-ci est source de danger majeur. Elle constitue l'outil indispensable pour imposer le respect des seuils vitaux.

Les normes peuvent s'appliquer à différents niveaux :

- **les polluants émis** : il s'agit par exemple des normes d'émission « Euro » pour les véhicules ou les valeurs limites d'émissions pour les grandes installations de combustion. Ces différentes normes seront décrites plus précisément dans la partie 2 ;
- **les technologies de production** : il s'agit dans ce cas des normes de procédé. Pour les installations industrielles classées, par exemple, les industriels doivent prendre en compte les meilleures technologies disponibles (MTD) en application des articles R 512-8 et R 512-28 du Code de l'environnement. Les MTD sont des documents techniques de référence établis par la Commission européenne et la profession concernée ;
- **les biens** : il s'agit ici des normes de produit. Dans le cas des carburants, on peut citer la directive 98/70/CE du 13 octobre 1998 qui établit la composition des carburants (teneur en soufre, composés aromatiques). En application de cette directive, la distribution d'essence plombée est interdite à compter du 1^{er} janvier 2000 (cf. *infra*). Cette réglementation a été complétée par la directive 2003/17/CE du 3 mars 2003 qui limite à 10 ppm la teneur en soufre de tous les carburants routiers à compter du 1^{er} janvier 2009, avec introduction de ces carburants à très faible teneur en soufre dès le 1^{er} janvier 2005 ;
- **les milieux récepteurs**, à travers la définition d'objectifs de qualité. Il s'agit par exemple des normes de qualité de l'air, définies à l'article R.221-1 du code de l'environnement. Ces normes fixent des objectifs généraux et des objectifs particuliers :
 - o objectif de qualité : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble ;
 - o valeur cible : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble, à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné ;
 - o valeur limite : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère fixé sur la base des connaissances scientifiques à ne pas dépasser dans le but d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs de ces substances sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble ;

- seuil d'information et de recommandation : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé humaine des groupes particulièrement sensibles de la population rendant nécessaires des informations immédiates et adéquates ;
- seuil d'alerte : niveau de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère au-delà duquel une exposition de courte durée présente un risque pour la santé de l'ensemble de la population ou de dégradation de l'environnement justifiant des mesures d'urgence.

Source : plaquettes régionales des enjeux atmosphériques en appui à l'élaboration des SRCAE, MEDDE, DGEC, 2011.

Les différentes valeurs sont présentées en annexe III-4.

Enfin, des interdictions peuvent également concerner certaines **pratiques**, comme le brûlage des déchets verts à l'air libre¹¹⁹ par exemple.

Outre les instruments réglementaires, une mobilisation des outils financiers des autres politiques en cohérence avec les objectifs de la qualité de l'air a été engagée par le plan particules et doit se décliner :

- par la mobilisation des crédits climats, CPER, FEADER etc.
- par la mise en cohérence systématique des objectifs avec ceux de la qualité de l'air (particules, oxydes d'azote, ammoniac, composés organiques volatiles, etc.).

B. Les instruments économiques

Pour accompagner les mesures réglementaires, des instruments économiques (taxe, subvention, marché de permis) peuvent être mis en place pour agir sur les comportements : en modifiant les prix et les signaux du marché, ils permettent, en effet, de décourager certains comportements générateurs de pollution et d'encourager ceux qui sont les plus respectueux de l'environnement. Les instruments économiques donnent une valeur économique aux externalités négatives. De plus, ils présentent l'avantage de concéder une plus grande flexibilité aux agents économiques dans l'adaptation de leurs comportements aux objectifs visés par la puissance publique et ils permettent d'orienter les efforts de réduction des émissions vers les acteurs et les actions pour lesquels le coût est le moins élevé. Ils permettent ainsi d'atteindre un objectif environnemental donné à moindre coût.

En France, l'utilisation des instruments économiques pour améliorer la qualité de l'air vise le secteur industriel à travers la composante « air » de la TGAP. Celle-ci cible l'ensemble des impacts liés aux polluants inclus dans son périmètre. Initialement limitée, elle s'élargit progressivement à de nouveaux polluants. Dans le secteur des transports, le récent dispositif de bonus-malus constitue également un exemple d'outil incitatif à vocation environnementale. En effet, bien qu'il vise spécifiquement les émissions de gaz à effet de serre, le bonus malus, accompagné de la prime à la casse, a également contribué au renouvellement du parc automobile vers des véhicules satisfaisant des normes antipollution plus sévères¹²⁰.

¹¹⁹ Circulaire du 18 novembre 2011 en application du plan particules et relative l'interdiction du brûlage des déchets verts à l'air libre. Dans le cadre de la lutte contre la pollution de l'air, le plan particules, présenté le 28 juillet 2010 en application de la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement du 3 août 2009, prévoit une communication adéquate sur le sujet du brûlage à l'air libre et une circulaire sur cette pratique. Le brûlage des déchets verts peut être à l'origine de troubles de voisinage générés par les odeurs et la fumée, nuit à l'environnement et à la santé et peut être la cause de la propagation d'incendie. Plus spécifiquement, le brûlage à l'air libre est source d'émission importante de substances polluantes, dont des gaz et particules dont la concentration dans l'air doit rester conforme aux normes de la directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. La combustion de biomasse peut représenter localement et selon la saison une source prépondérante dans les niveaux de pollution. Le brûlage des déchets verts est une combustion peu performante, et émet des imbrûlés en particulier si les végétaux sont humides. Les particules véhiculent des composés cancérigènes comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), dioxines et furanes. En outre, la toxicité des substances émises peut être accrue quand sont associés d'autres déchets comme par exemple des plastiques ou des bois traités. Il convient de rappeler le principe général d'interdiction de brûlage de tels déchets. Des solutions existent : elles passent par la valorisation sur place comme le paillage et le compostage, ou bien par la gestion collective de ces déchets. La sensibilité du milieu à la pollution de l'air, la connaissance du comportement thermique de l'air, la qualité des combustibles sont des facteurs clés à considérer pour la délivrance de dérogations autorisant le brûlage. La circulaire rappelle les bases juridiques relatives à l'interdiction du brûlage à l'air libre des déchets verts sur la base de l'assimilation des déchets verts aux déchets ménagers, et présente les modalités de gestion de cette pratique.

¹²⁰ L'impact du dispositif sur la « diésélisation » n'est pas clair. Le dispositif a eu des effets différents en termes de « diésélisation » entre 2008 et 2010 : la hausse de la part relative des immatriculations des véhicules diesel, plus polluants, en 2008 a été suivie par une baisse en 2009 et une stabilisation en 2010. En 2009 et 2010, le taux de diésélisation est inférieur à celui de 2007, c'est-à-dire avant la mise en place du bonus-malus.

Les instruments économiques sont divers et nombreux. Il ne s'agit pas ici d'en dresser une liste exhaustive. Quelques exemples seront traités à titre indicatif.

A.1. Les taxes visant à réduire les émissions de polluants dans l'air : l'exemple de la TGAP

En France, la taxe sur les émissions polluantes est une des composantes de la taxe générale sur les activités polluantes (TGAP). Cette taxe s'inspire du principe « pollueur-payeur ». Ce principe suggère que les dommages causés à l'environnement par l'activité de certaines entreprises ou particuliers doivent faire l'objet d'une taxation spécifique, ayant pour effet de renchérir leur coût, dans le but ultime de dissuader ces entreprises ou ces particuliers de se livrer à de telles pratiques.

La TGAP repose aujourd'hui sur 8 composantes¹²¹, dont les émissions polluantes dans l'air (oxydes de soufre et autres composés soufrés, de protoxyde d'azote, d'oxydes d'azote et autres composés oxygénés de l'azote, d'acide chlorhydrique, d'hydrocarbures non méthaniques, solvants et autres composés organiques volatils et de poussières totales en suspension (TSP)). Sont assujetties à la TGAP-Air les installations de plus de 20 MW de puissance. Les taux de la taxe pour 2010 et 2011 sont présentés dans le tableau suivant.

**Tableau III-1 : Les taux de TGAP-Air pour 2010 et 2011
(en 2012 la quotité NOx est triplée par rapport à 2010)**

Désignation des matières	Unité de perception	Quotité en euros	Quotité en euros	Part des émissions du secteur industriel (*) en 2009
		2010	2011	
Oxydes de soufre et autres composés soufrés	tonne	44,67	45,34	SO ₂ : Industrie manufacturière : 33 % Transformation de l'énergie : 51 %
Acide chlorhydrique	tonne	44,67	45,34	
Protoxyde d'azote	tonne	67,01	68,02	
Oxydes d'azote et autres composés oxygénés de l'azote	tonne	53,6	107,2	NO _x : Industrie manufacturière : 13 % Transformation de l'énergie : 8%
Hydrocarbures non méthaniques, solvants et autres composés organiques volatils	tonne	44,67	45,34	COVNM : Industrie manufacturière : 36 % Transformation de l'énergie : 5 % HAP : Industrie manufacturière : 3 % Transformation de l'énergie : 1 %
Poussières totales en suspension	tonne	85,34	86,62	TSP : Industrie manufacturière : 29 % Transformation de l'énergie : 1 %

(*) Transformation de l'énergie et industrie manufacturière

Source : Ministère du Budget, des Comptes publics, de la Fonction Publique et de la Réforme de l'Etat, *Circulaire du 30 mars 2011* et CITEPA, *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France*, avril 2011

Le secteur de l'industrie manufacturière et de la transformation de l'énergie contribue, pour plus de 5 %, aux émissions totales de la France métropolitaine en 2009 pour tous les polluants sauf le NH₃ et les HAP. La TGAP-Air ne porte pas sur l'ensemble de ces polluants et les taux apparaissent peu élevés. A titre de comparaison, le tableau suivant présente les coûts des dommages liés à la production d'électricité, par kg de polluant émis en France en 1999. Pour le SO₂ par exemple, les coûts sont de l'ordre de 10€/kg, soit 10 000 €/t, à comparer aux 45,34 €/t de la TGAP-Air pour les oxydes de soufre et autres composés soufrés (2011). Pour les NO_x, on constate un doublement du taux entre 2010 et 2011¹²². Ce taux de 160 €/t est sans commune mesure avec le taux de 4 300 €/t de la taxe suédoise sur les NO_x (cf. encadré III-4).

¹²¹ Les huit composantes sont : stockage et élimination des déchets, émission dans l'atmosphère de substances polluantes, décollage d'aéronefs sur les aéroports recevant du trafic public, production d'huile usagée, préparations pour lessives et produits adoucissants et assouplissants pour le linge, matériaux d'extraction, produits antiparasitaires à usage agricole et produits assimilés, autorisation d'exploitation et exploitation des établissements industriels et commerciaux qui présentent des risques particuliers pour l'environnement.

¹²² Conformément au plan particules, la quotité 2011 de NO_x a été doublée par rapport à 2010 et sera triplée en 2012 par rapport à 2010.

Tableau III-2 : Coûts des dommages, par kg de polluants émis en France (conditions typiques d'une grande installation de combustion en France, hauteur de cheminée = 100 m)

Polluant (mode d'action)	Coût ^a , €/kg	Commentaire
PS ₁₀ (primaire)	15,4	santé
SO ₂ (primaire, et secondaire via sulfates)	10,5	0,3 €/kg récoltes et matériaux (primaire), 0,3 €/kg santé (primaire), 9,9 €/kg santé (via sulfates)
NO ₂ (secondaire via nitrates et via O ₃)	16,0	14,5 €/kg santé (via nitrates), 1,15 €/kg santé (via O ₃), 0,35 €/kg récoltes (via O ₃).
As (primaire)	171	cancers
Cd (primaire)	20,9	cancers
Cr (primaire)	140	cancers
Ni (primaire)	2,9	cancers
CO ₂	0,029	Réchauffement global

^a variation en fonction de l'emplacement de la source du polluant et des conditions de la cheminée (hauteur, température et vitesse des fumées):

- Aucune variation pour le CO₂;
- Faible variation pour les polluants secondaires: facteur de ≈0,7 à 1,4;
- Forte variation pour les polluants primaires: facteur de ≈0,6 à 3 pour les conditions de la cheminée (jusqu'à 15 pour les voitures à Paris), et facteur de ≈0,5 à 6 pour l'emplacement.

Source : A. Rabl et J.V. Spadaro, *Les coûts externes de l'électricité*, Revue de l'Energie, n°525, mars-avril 2001, p. 151-153

A noter que les oxydes d'azote et les oxydes de soufre peuvent aussi être à l'origine de particules secondaires, dont le coût sanitaire n'a pas été pris en compte.

Encadré III-4 : La Taxe suédoise sur les NOx

Le gouvernement suédois a mis en place en 1992 un mécanisme fiscal novateur pour réduire les émissions d'oxydes d'azote de sources fixes. La taxe s'applique à un collectif constitué de plusieurs pollueurs (installations de combustion) ; son taux est de 40 SEK/kg de NOx émis, soit 4 300 €/t (en utilisant un taux de conversion de 9,3 SEK pour 1 €). La somme des paiements est ensuite redistribuée au même collectif industriel en fonction de la production d'énergie de chaque installation. Les installations les moins polluantes et dont le rendement énergétique est le meilleur bénéficient ainsi d'un gain économique net tandis que les plus polluantes subissent une perte nette.

La mise en place de cette fiscalité a permis des progrès technologiques rapides. Les industries les plus performantes ont vu leurs émissions de NOx baisser de 70 %.

En France, l'industrie manufacturière représente la deuxième source d'émission de NOx avec 12,5 % des émissions de la France métropolitaine en 2008. Ces émissions ont baissé de 34 % depuis 1990.

Source : Sterner, T. and Turnheim, B., 2009, Innovation and Diffusion of Environmental Technology : Industrial NOx Abatement in Sweden under Refunded Emission Payments, *Ecological Economics* 68(12) : 2996-3006 et CITEPA, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France, avril 2011

Globalement, le principe « pollueur payeur » à travers la TGAP ne s'applique qu'aux sources fixes de pollution canalisée importante. Le secteur des transports est concerné par ce principe dans le cas de la taxe kilométrique poids lourds.

A.2. Les Subventions

On peut accorder des subventions à la réduction des émissions polluantes des producteurs (via par exemple l'octroi de subventions à l'adoption de nouvelles technologies moins polluantes), et les consommateurs peuvent également être incités à acheter des produits moins polluants que d'autres, via des subventions ou des niveaux de taxation réduits.

Du côté des transports routiers, la LAURE a, par exemple, mis en place des mesures financières en faveur des véhicules moins polluants (véhicules électriques, GPL ou GNV). Elle introduit notamment un remboursement partiel ou total de la taxe sur les véhicules de société fonctionnant au GPLc ou au GNV et une fiscalité du carburant avantageuse pour les exploitants de réseaux de transport public en commun de voyageurs (à noter qu'il s'agit bien souvent de diesel, fort émetteur de polluants).

En outre, la Taxe intérieure sur les produits pétroliers (TIPP) sur le GPLc fut réduite de 70 % en 1996. Aujourd'hui, le GPLc est toujours taxé à un taux réduit 5 fois inférieur à celui du gazole à contenu énergétique équivalent. Le GNV est quant à lui exonéré de Taxe intérieure de consommation (TIC) depuis 2008. La part régionale de la TIPP peut également être modulée selon les carburants.

Les aides à l'achat de véhicules particuliers « propres » ont été introduites en 2001 sous la forme d'un crédit d'impôt pour les particuliers¹²³. Pour les professionnels, des aides à l'acquisition de véhicules GNV sont également accordées par l'Ademe (bus, bennes à ordures ménagères, camions).

Malgré ces aides, le parc des véhicules vraiment moins polluants s'est peu développé et l'impact sur la pollution de l'air est donc limité. Une étude portant sur l'évaluation des soutiens aux carburants alternatifs¹²⁴ estime que dans l'hypothèse où tous les véhicules GPL neufs ont remplacé des véhicules diesel, c'est-à-dire les véhicules conventionnels les plus polluants, la diminution des émissions de particules induite sur la période 1996-2010 s'élève à 4 000 tonnes.

Pour le secteur domestique, on peut citer par exemple le crédit d'impôt développement durable qui donne un avantage comparatif au renouvellement des appareils anciens de chauffage au bois (potentiel de réduction de 300 kt de PM_{2,5} si tous les appareils étaient renouvelés).

A.3. Les marchés de permis de droits d'émissions polluantes

Les pouvoirs publics définissent une enveloppe globale d'émissions polluantes qui correspond à la limite supérieure jugée admissible pour la collectivité et distribuent ensuite des droits d'émissions aux pollueurs. L'allocation initiale des droits accordés peut se faire gratuitement ou aux enchères. Ces droits sont échangeables. Le système d'échange permet d'établir un prix pour le quota. Compte tenu de leur technologie, les entreprises dont le coût marginal de réduction des émissions est supérieur au prix de *marché* du quota chercheront à acheter la quantité de quotas pour couvrir leurs émissions à des entreprises qui auront un coût de réduction des émissions inférieur au prix du quota. Ces dernières réduiront leurs émissions et bénéficieront de la vente de leurs droits jusqu'à ce que le coût marginal de réduction atteigne le prix du *marché*. Il est donc avantageux pour tous les acteurs en présence d'échanger sur ce *marché*. Ce mécanisme permet donc de réduire les surcoûts associés à la limitation des émissions, car il permet la mise en œuvre des réductions là où les coûts correspondants sont les plus faibles.

Les deux plus grandes expériences de marchés de permis d'émissions sont celui du SO₂ aux États-Unis (Encadré III-5) et celui du CO₂ en Europe¹²⁵.

¹²³ Le crédit d'impôt est remplacé en 2008 par le bonus écologique. Ce dernier a été supprimé en 2011.

¹²⁴ Références CGDD, L'évaluation des politiques de soutien aux carburants alternatifs, Les comptes des transports en 2010 (tome 2) - Les dossiers d'analyse économique des politiques publiques des transports, 2011.

¹²⁵ A noter le fait qu'un système dépollution dans l'industrie ou sur les véhicules notamment diesel consomme de l'énergie et émet donc du CO₂. Cela représente en général moins de 2 % d'augmentation d'émission de CO₂ dans l'industrie et 2 à 6-7 g/km de CO₂ pour les véhicules.

Encadré III-5 : Le marché de permis d'émissions de SO₂ aux Etats-Unis

C'est avec la réforme de la loi fédérale sur l'air de 1990 (*Clean Air Act Amendments 1990*) que s'est créé un système élargi de permis d'émission du dioxyde de soufre (SO₂), émis principalement par le secteur de la production électrique. L'objectif était de lutter contre les pluies acides.

Le programme d'échange de permis d'émission de SO₂ a parfaitement fonctionné et il a permis de réaliser des réductions plus importantes que celles prévues par la réforme du *Clean Air Act 1990*, alors que les coûts de conformité étaient largement inférieurs aux prévisions. En 2004, le volume des émissions de SO₂ était de 10,3 millions de tonnes, soit 40 % du niveau des émissions de 1980 (34 % du niveau des émissions de 1990) et seulement 4 installations sur 3 391 ont dépassé leur quota annuel d'émission de SO₂. D'après une étude de Chestnut et Mills¹²⁶, le programme coûterait 2 000 millions de dollars en 2010 alors que les avantages tirés sur le plan de la santé et autres représentent à peu près 122 000¹²⁷ millions de dollars.

Source : Mohamed Amine Boutaba, *Dynamique du prix des permis d'émission négociables et la formation des anticipations : une revue de littérature*, Laboratoire CARE, Université de Rouen, 2006

A.4. Les péages urbains

Le péage urbain est un outil tarifaire, conditionnant l'accès à certains centres urbains à un paiement. Le péage vise ainsi la réduction de la congestion et des nuisances environnementales, en faisant payer les coûts sociaux du déplacement à l'utilisateur de la voirie en zone urbaine. Le tarif du péage peut être modulé en fonction du niveau de pollution du véhicule (ex. Milan). Seul un tarif maximal est prévu pour les péages urbains français, et la possibilité est donnée d'abaisser le tarif selon les critères d'émissions dans l'air. Les ressources dégagées peuvent permettre de financer les transports collectifs, comme c'est le cas à Londres.

Le péage urbain peut se combiner à une zone à bas niveau d'émissions, dont le périmètre peut-être beaucoup plus large pour avoir un impact positif sur la pollution de l'air (cf. infra).

3.2. Impacts des politiques de lutte contre la pollution de l'air par certains polluants

Depuis les années 1990, les émissions de polluants de l'air, tels que le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, les particules en suspension, le monoxyde de carbone, les métaux lourds, les composés organiques volatils, etc., sont globalement en diminution constante, notamment pour les rejets des installations fixes. La localisation des émissions et le nombre restreint d'agents économiques concernés ont permis aux pouvoirs publics d'agir efficacement sur ces sources fixes, dans le secteur industriel en particulier.

Les problèmes posés par les sources mobiles et diffuses sont plus difficiles à résoudre. Dans le cas des transports routiers par exemple, l'augmentation du trafic neutralise en partie les progrès technologiques réalisés sur les véhicules. Dans le secteur domestique, la diffusion du bois-énergie présente des avantages environnementaux indéniables en matière d'émissions de gaz à effet de serre mais la combustion du bois peut conduire à l'émission d'autres polluants atmosphériques, tels que les particules fines, les composés organiques volatils, dont les HAP avec notamment le benzène. Il apparaît donc nécessaire de développer l'utilisation du bois énergie dans les zones où les enjeux de qualité de l'air sont restreints ou avec des usages réglementés et respectés, tout en veillant à l'utilisation de combustibles appropriés et de technologies efficaces à haute performance environnementale¹²⁸. Il ressort de ces deux exemples que des actions sur le comportement des agents sont indispensables mais plus complexes à mettre en œuvre puisqu'elles relèvent en partie de la sensibilisation et de la pédagogie.

¹²⁶ L. G. Chestnut and D. M. Mills, A Fresh Look at the Benefits and Costs of the US Acid Rain Program, *Journal of Environmental Management*, 2006

¹²⁷ Ce chiffre représente le bénéfice total estimé du programme de lutte contre les pluies acides qui a pour cible de parvenir en 2009 à une réduction annuelle de 10 millions de tonnes des émissions de SO₂ et de 2 millions de tonnes de l'oxyde d'azote (NOx) par rapport à 1980. Ce bénéfice est reparti comme suit : 107 000 millions de dollars relatif à la réduction de l'impact des particules atmosphériques fines PM_{2.5} sur la mortalité aux Etats-Unis et dans le sud du Canada, 8 000 millions de dollars relatif à la réduction de l'impact des PM_{2.5} sur la morbidité aux Etats-Unis et dans le sud du Canada, 4 000 millions de dollars relatif à la réduction de l'impact des concentrations ambiantes d'ozone sur la mortalité à l'est des Etats-Unis, 300 millions de dollars relatif à la réduction de l'impact des concentrations ambiantes d'ozone sur la morbidité à l'est des Etats-Unis, 2 000 millions de dollars relatif à la visibilité des parcs dans la Californie, le plateau du Colorado et le sud-est, 65 millions de dollars dans la pêche récréative à New York, et 500 millions de dollars relatif à l'amélioration de l'écosystème des monts Adirondacks.

¹²⁸ Note conjointe ADEME et MEDDE, Le bois énergie et la qualité de l'air, Note de synthèse, 17 juillet 2009.

L'analyse suivante portera particulièrement sur quelques polluants et les politiques publiques mises en place en faveur de leur réduction. Seront traitées dans un premiers temps les politiques qui ont permis de réduire, avec succès, les émissions de certains polluants (plomb, dioxyde de soufre). Nous verrons dans un premier temps que le succès de ces politiques est en partie lié aux spécificités de ces polluants : sources d'émissions clairement identifiées et donc pouvant être ciblées par des politiques. Nous verrons dans un deuxième temps que les politiques de réduction des émissions des sources diffuses et mobiles s'avèrent beaucoup plus complexes à mettre en œuvre compte tenu de la multiplicité des sources d'émissions impliquées : c'est le cas par exemple des transports routiers qui représentent une source d'émission majeure de particules dans les villes. La présentation des politiques publiques de lutte contre les émissions des particules sera donc ciblée sur des actions dans le domaine des transports routiers. Enfin, les difficultés à agir et le manque de connaissances sur les problèmes, plus complexes à appréhender, liés à la pollution secondaire et aux polluants émergents, seront discutés.

3.2.1. Des progrès conséquents pour certains polluants : des politiques ciblées sur des polluants et des sources d'émissions bien identifiés

Les pollutions liées à de fortes concentrations d'oxydes de soufre et de particules qui caractérisaient dans le passé les zones urbaines et industrielles (phénomène de « smog ») ont fortement diminué. Des polluants comme le plomb et le monoxyde de carbone ont également baissé voire quasiment disparu de l'air des villes.

Ces évolutions sont le résultat de politiques ciblées sur des polluants et des sources d'émissions bien identifiés. L'exemple du plomb et du dioxyde de soufre sont traités plus particulièrement.

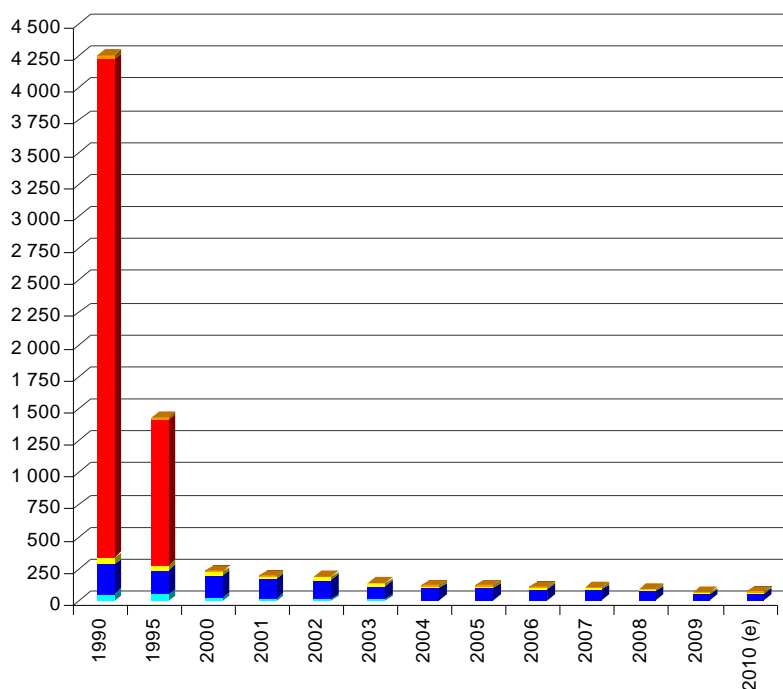
A. L'exemple du plomb

Le plomb peut se trouver dans différents milieux naturels (air, eau, sols) mais également dans l'eau de consommation, dans certains éléments de l'habitat et dans l'alimentation. Le plomb peut être présent dans l'atmosphère sous forme de vapeurs, de gaz ou de particules. Cette pollution atmosphérique est d'origine industrielle et provient du trafic routier.

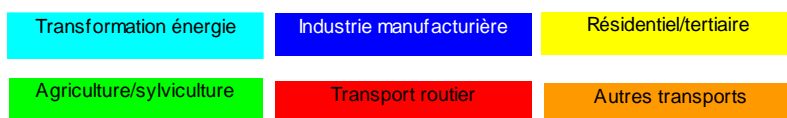
Les effets sanitaires varient selon la gravité de l'intoxication. Les effets provoqués par le plomb sont essentiellement neurologiques. Une intoxication chronique chez le jeune enfant peut entraîner une atteinte neurodéveloppementale, pouvant comporter un retentissement à long terme sur les fonctions cognitives et/ou une pathologie comportementale de l'enfant.

Les émissions de plomb dans l'air ont très fortement baissé depuis 1990. Elles sont passées de près de 4 000 t en 1990 à 95 t en 2008, soit une baisse de 98 % sur cette période (cf. graphique). En 1990, les émissions de plomb émanant du transport routier étaient largement prédominantes (90 % des émissions totales). Elles sont devenues quasi nulles actuellement.

Figure III-2 : Les émissions de plomb par sources d'émissions entre 1990 et 2010



(e) estimation préliminaire



Source : CITEPA, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France, avril 2011

La moyenne annuelle des concentrations de plomb est, sur la période récente, de l'ordre de 0,03 mg/m³ dans la plupart des agglomérations, c'est-à-dire à la limite de précision de la mesure ; elle est toujours très inférieure à la valeur limite fixée à 0,5 mg/m³ en moyenne annuelle¹²⁹. Avant 2000, les concentrations étaient beaucoup plus importantes. Le tableau suivant présente les concentrations annuelles de plomb dans quelques villes françaises (en µg/m³).

Tableau III-3 : les concentrations annuelles de plomb dans quelques villes françaises de 1991 à 1999

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Paris	0,41	0,29	0,22	0,26	0,28	0,22	0,25	0,18	0,15
Toulouse	0,55	0,55	0,43	0,38	0,23	0,22	0,22	0,18	0,22
Grenoble	0,71	0,63	0,55	0,46	0,34	0,28	0,26	0,15	0,17
Lille	0,24	0,19	0,17	0,16	0,15	0,14	0,11	0,08	0,07
Montpellier	0,49	0,26	0,20	0,14	0,11	0,10	0,10	0,05	0,08

Source : ORS Rhône-Alpes, *Tableau de bord Santé et Environnement, Le plomb, 2007*¹²⁹ Source : MEEDDM, Bilan de la qualité de l'air en France en 2009, 2010

Note de lecture : L'évolution à la baisse des concentrations de plomb dans l'air est observée dans toutes les villes étudiées au cours des années 1990. Cette évolution a été particulièrement prononcée à Grenoble qui présentait les niveaux les plus élevés en début de décennie.

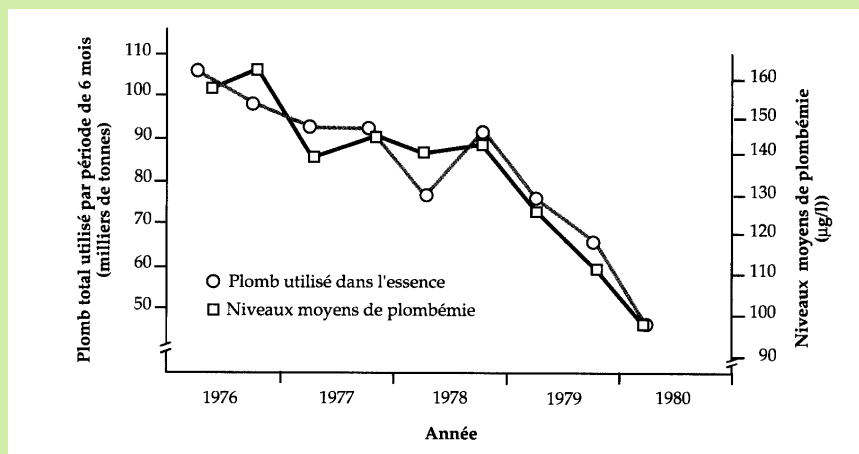
La baisse drastique des émissions est liée à l'interdiction de l'essence plombée à partir du 1^{er} janvier 2000 (directive 98/70/CE du 13 octobre 1998). Les préoccupations sanitaires et environnementales ne sont pas les seules à l'origine de cette politique européenne. Cette dernière résulte également d'une stratégie industrielle destinée à maintenir la compétitivité de l'industrie automobile européenne face à l'industrie automobile américaine, où s'est diffusé massivement le pot catalytique, incompatible avec l'essence plombée (cf. Encadré III-6).

Encadré III-6 – La diffusion des pots catalytiques aux Etats-Unis et les émissions de plomb dans l'air

A la fin des années 1960, devant l'ampleur de la pollution liée à l'automobile, les autorités californiennes puis fédérales édictent une loi, le Clean Air Act, obligeant les constructeurs à réduire très fortement, en cinq ans, les émissions nocives des gaz d'échappement. Un travail intense de recherche et développement aboutit à la mise au point d'un catalyseur inséré dans la ligne d'échappement. Le pot catalytique est ainsi destiné à réduire, par catalyse, les gaz polluants imbrûlés à l'échappement : le monoxyde de carbone, les hydrocarbures et les oxydes d'azote sont transformés en vapeur d'eau, en dioxyde de carbone et en azote. Les premiers pots catalytiques sont installés sur les voitures dans les années 1975 aux Etats-Unis, puis à la fin des années 1980 en Europe. Lors de l'apparition de cette technologie, des analyses ont montré que l'essence au plomb constituait un poison pour les pots catalytiques. En 1975, le plomb dans l'essence est alors interdit aux Etats-Unis. La diminution des émissions de plomb apparaît donc comme un effet « secondaire » d'une politique initiale visant le monoxyde de carbone, les hydrocarbures et les NOx.

Cette politique semble avoir eu des effets sanitaires importants et immédiats. Le graphique suivant présente l'évolution des plombémies (*) moyennes des enfants aux Etats-Unis, en relation avec la baisse de l'usage de l'essence plombée entre 1976 et 1980.

Figure III-3 : Evolution des plombémies moyennes des enfants aux Etats-Unis, en relation avec la baisse de l'usage de l'essence plombée entre 1976 et 1980



Source : INSERM, *Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ?*, 1999

(*) Taux de plomb dans le sang

D'un point de vue sanitaire, une étude réalisée en France en 1995 par l'INSERM avait fourni les premières estimations de la distribution de la plombémie au niveau national chez des hommes appelés du contingent âgés de 18 à 28 ans (âge moyen : 21,5 ans). La moyenne géométrique chez ces hommes jeunes était de 44,5 µg/L et la prévalence des plombémies élevées (≥ 100 µg/L) était de 5,5 %. En comparaison, dans une étude récente de l'InVS (2006-2007), la moyenne géométrique des hommes avec un âge moyen de 21,5 ans était de 17,8 µg/L et la prévalence de plombémie élevée de 0,2 %. Ainsi, en 10 ans, on a observé en France une baisse importante de la moyenne des plombémies (-60 %) et de la prévalence des plombémies élevées (-95 %) chez les hommes âgés en moyenne de 21,5 ans. Ces résultats indiquent un progrès important de la réduction

de l'exposition au plomb de la population. Cette évolution s'explique non seulement par la diffusion de l'essence sans plomb mais aussi par la réduction du plomb dans l'eau du robinet et dans l'alimentation.

B. L'exemple du dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre est émis en grande majorité par les secteurs de la transformation d'énergie et de l'industrie manufacturière (85 % en 2008). Les rejets sont dus à l'utilisation de combustibles fossiles soufrés (charbon, lignite, coke de pétrole, fuel, gazole) et à quelques procédés industriels (production

de pâte à papier, raffinage du pétrole, *etc.*). Les plus gros émetteurs sont généralement les centrales thermiques, les raffineries, les grandes installations de combustion, etc.

Le dioxyde de soufre est un gaz irritant pour les bronches, qui altère la fonction respiratoire. Il peut-être également à l'origine de troubles cardiovasculaires.

La pollution au dioxyde de soufre a connu une baisse significative sur les 40 dernières années. En 2009, l'objectif de 375 kt, prévu pour 2010 par la directive plafonds d'émissions nationaux, est d'ores et déjà atteint. En termes de concentration, les moyennes annuelles enregistrées sont très inférieures à l'objectif de qualité (50 µg/m³ en moyenne annuelle). En 2009, pour la première année, aucun site industriel ne dépasse la valeur limite pour la protection de la santé humaine en moyenne horaire ou en moyenne journalière éteignant de ce fait un contentieux avec la Commission européenne (avis motivé).

Les émissions de SO₂ ont fortement chuté à partir du début des années 1980, - 60 % entre 1980 et 1990. Cette baisse est liée principalement à deux phénomènes : la désindustrialisation¹³⁰ et la baisse de la consommation d'énergie fossile. La mise en place du programme de production d'électricité d'origine nucléaire a, en effet, conduit à une importante substitution de ces énergies fossiles. Depuis 1990, les émissions ont encore baissé de 77 %. La réduction s'explique par :

- les progrès réalisés par les exploitants industriels en faveur de l'usage de combustibles moins soufrés et l'amélioration du rendement énergétique des installations ;

- les dispositions réglementaires environnementales mises en œuvre, comme par exemple la baisse de la teneur en soufre du fioul domestique au 1er janvier 2008 (Directive 99/32/CE du 26 avril 1999) et la mise en conformité des Grandes Installations de Combustion (GIC) en 2008¹³¹ ;

- la substitution du pétrole par d'autres énergies dans le secteur résidentiel et tertiaire dans le cadre des actions en faveur d'une meilleure efficacité énergétique¹³².

La tendance de fond, orientée à la baisse, devrait continuer à se poursuivre au cours des prochaines années grâce à la mise en œuvre de réglementations visant à abaisser les valeurs limites d'émission des GIC notamment¹³³ et à diminuer la teneur en soufre des combustibles liquides, en particulier pour le gazole et l'essence à partir du 1^{er} janvier 2009¹³⁴.

¹³⁰ De 1980 à 2007, l'industrie française a perdu 1 913 500 emplois (passant de 5 327 400 emplois à 3 414 000), ce qui représente une baisse de 36 % de ses effectifs. La majorité de ces pertes d'emplois a eu lieu dans l'industrie manufacturière (96 %). Sur la même période, le recul de l'industrie dans la valeur ajoutée évaluée aux prix courants apparaît significatif puisque sa contribution au PIB est passée de 24 % à 14 %. (Source : Lilas DEMMOU, *La désindustrialisation en France*, Document de travail de la DG Trésor, numéro 2010/01, juin 2010)

¹³¹ L'Union européenne a adopté en 1996 un ensemble de règles communes afin d'autoriser et de contrôler les installations industrielles au sein de la directive IPPC (directive 1996/61/CE). La directive IPPC a été codifiée (directive 2008/1/CE). Pour l'essentiel, la directive IPPC vise à minimiser la pollution émanant de différentes sources industrielles dans toute l'Union européenne. Les exploitants des installations industrielles relevant de l'annexe I de la directive IPPC doivent obtenir une autorisation (autorisation environnementale) des autorités dans les pays de l'UE. Environ 52 000 installations sont concernées par la directive IPPC dans l'UE.

Les nouvelles installations et les installations existantes qui subissent des « modifications substantielles », doivent répondre aux exigences de la directive IPPC depuis le 30 octobre 1999. Les autres installations existantes devaient se mettre en conformité avant le 30 octobre 2007. Cette date représentait la date limite de la mise en œuvre intégrale de la directive. (Source : MEDDE/DGPR).

¹³² La consommation finale de produits pétroliers dans le secteur résidentiel et tertiaire est passée de 18 millions de tep en 1990 à 13,4 en 2006, soit une baisse de 26%.

¹³³ La Directive 2010/75/UE du Parlement européen et du Conseil du 24 novembre 2010 relative aux émissions industrielles (prévention et réduction intégrées de la pollution) assemble la directive 2008/1/CE (dite «directive IPPC») et six autres directives en une seule directive sur les émissions industrielles. Elle fixe notamment de nouvelles valeurs d'émissions pour les grandes installations de combustion définies à l'annexe V de la directive. Ces valeurs sont généralement plus strictes que celles de la directive 2001/80/CE. Une certaine flexibilité pourra être introduite pour les installations existantes. (Source : Directive 2010/75/UE)

¹³⁴ Directive 2003/17/CE du 3 mars 2003 qui limite à 10 ppm la teneur en soufre de tous les carburants routiers (essence et diesel).

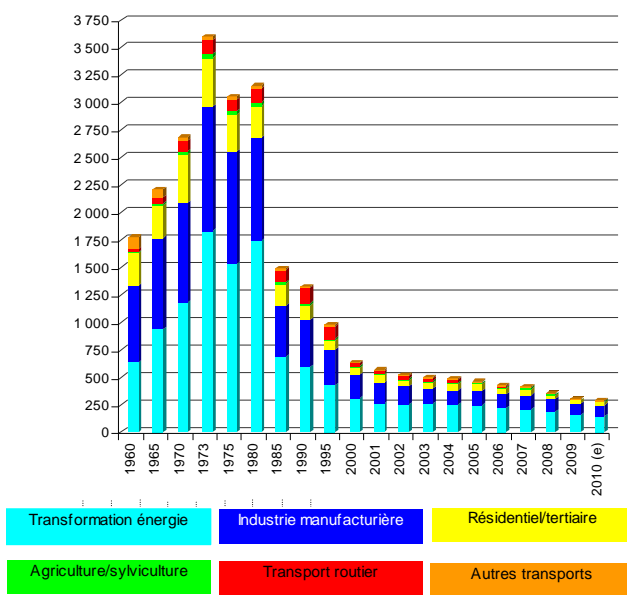
La réussite de ces politiques en faveur de la réduction des émissions de SO₂ tient à la bonne connaissance des sources. En effet, les principaux secteurs émetteurs sont des sources fixes, relativement bien identifiées, ce qui facilite la mise en d'une réglementation les ciblant.

Au-delà de la réduction des impacts sanitaires, la réduction des émissions de SO₂ a permis de réduire les autres impacts environnementaux et notamment les pluies acides (cf. encadré III-7).

Cette tendance à la baisse ne doit pas masquer néanmoins le fait que les enjeux sanitaires liés au dioxyde de soufre restent importants et d'actualité.

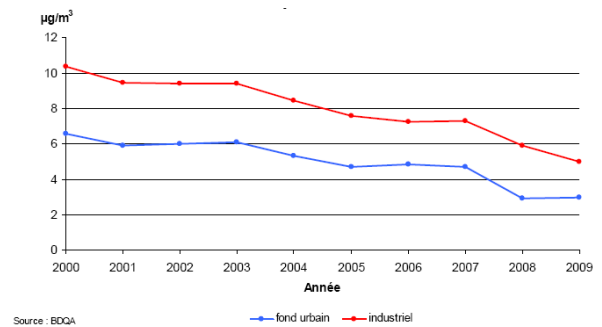
Evolution de la pollution au SO₂

Figure III-4 : Les émissions de SO₂ par sources d'émissions entre 1990 et 2010



Source : CITEPA, *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France*, avril 2011

Figure III-5 : Les concentrations en SO₂ sur la période 2000-2009



Source : BDOA

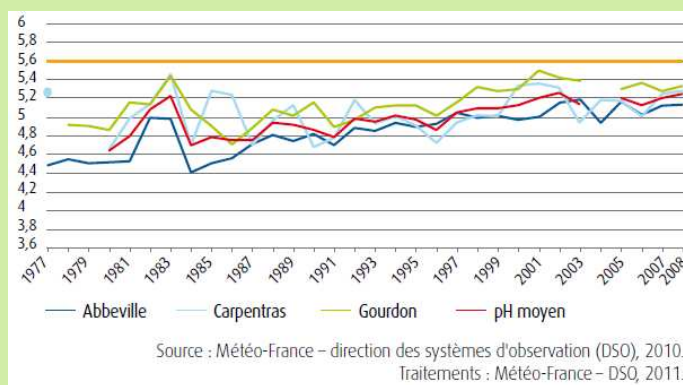
Source : MEEDDM, *Bilan de la qualité de l'air en France en 2009, 2010*

Encadré III-7 – La qualité des eaux de pluie

La pollution acide désigne les retombées au sol de composés acides ou acidifiants sous l'effet des vents et des précipitations. La pollution acide peut impacter les forêts, les sols et les milieux aquatiques. Elle touche aussi les constructions et monuments, notamment en pierres calcaires. Les substances contribuant aux retombées acides ou acidifiantes sont le plus souvent d'origine humaine comme la combustion énergétique et industrielle, le transport routier ou l'agriculture/sylviculture. Il s'agit du dioxyde de soufre (SO₂), des oxydes d'azote (NO_x) et de l'ammoniac (NH₃).

De 1977 à 2009, Météo-France a suivi la composition chimique des précipitations sur trois stations : Abbeville dans la Somme, Carpentras dans le Vaucluse et Gourdon dans le Lot. Les mesures de ce réseau permettent d'établir un bilan sur plus de 30 ans de l'évolution de l'acidité des précipitations. Il ressort que l'acidité des précipitations diminue, comme l'illustre l'augmentation du pH moyen des précipitations (*).

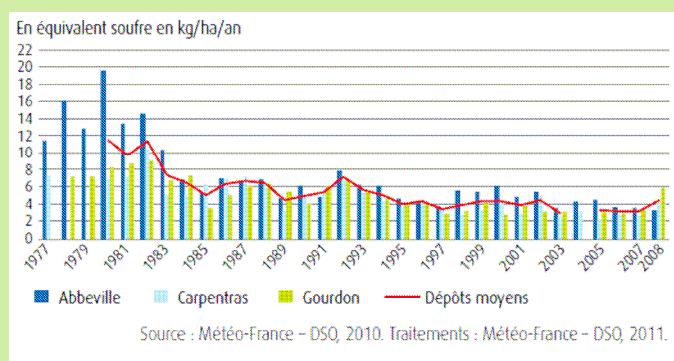
Figure III-6 : Le pH moyen des précipitations sur la période 1977-2008



Ces résultats sont liés en partie à la baisse des dépôts de sulfate, de 65 % en moyenne sur les trois stations de Météo-France. Les dépôts moyens d'azote sont stables.

La part la plus importante des sulfates est d'origine anthropique et est issue de l'oxydation du SO₂ émis dans l'air en acide sulfurique (H₂SO₄). Le dioxyde de soufre est émis principalement par la combustion énergétique et industrielle. La réduction des émissions de SO₂ dans l'air en France explique la baisse des dépôts de sulfates dans les précipitations.

Figure III-7 : Les dépôts de sulfates entre 1977 et 2008 (en KG/ha/an)



Malgré tout, les écosystèmes demeurent encore dégradés par les précipitations. En France, les dépassements des charges critiques d'acidité (***) sont estimés à 10 % des surfaces. Les régions les plus touchées sont les Vosges, les Ardennes et les Landes. Pour les zones où la charge critique d'acidité a été dépassée, plusieurs décennies seront nécessaires pour que certains écosystèmes dégradés retrouvent leur état initial.

(*) Les précipitations sont considérées comme acides lorsque leur pH est inférieur ou égal à 5,6.

(**) La charge critique d'acidité définit la quantité maximale de dépôts acidifiants qu'un écosystème peut supporter à long terme sans subir de dommages en l'état actuel des connaissances.

Source : MEDDE/CGDD, *La qualité des eaux de pluie : acidité en baisse mais pas de progrès pour les dépôts d'azote*, Le Point sur n°88, juin 2011

3.2.2. Des problèmes persistants pour d'autres polluants (ex. PM, NOx) : des efforts à poursuivre voire à amplifier

Malgré une tendance à la baisse des émissions, les concentrations ambiantes de certains polluants demeurent préoccupantes, en particulier dans les zones urbaines, du fait notamment des fortes densités de population et de la concentration des sources de pollution d'origine anthropique. Dans certaines agglomérations françaises, les valeurs limites réglementaires de qualité de l'air, fixées dans le Code de l'Environnement et dans la réglementation européenne¹³⁵, sont dépassées. C'est le cas pour les particules et les NOx¹³⁶. Pour les particules (PM₁₀), la Commission a assigné la France devant la Cour européenne de Justice pour non respect des normes de qualité de l'air.

Les concentrations de ces deux polluants apparaissent particulièrement élevées à proximité du trafic routier. C'est pourquoi de nombreuses actions publiques visent les transports routiers. Ces politiques ont un champ d'action très large, s'étendant des comportements de mobilité aux progrès techniques sur les véhicules, en passant par le développement des modes de transports alternatifs à la route. On abordera ici deux exemples, l'introduction des normes européennes « Euro » à respecter pour tous les véhicules en fonction de leur date d'homologation et la mise en place, en France, de l'expérimentation des zones d'action prioritaires pour l'air (ZAPA). Les résultats de ces politiques sur les concentrations de particules et de NOx seront traités plus spécifiquement.

A. Les émissions et concentrations de particules et NOx : principales évolutions et secteurs contributeurs

A.1. Les particules

Les particules sont des polluants complexes, tant par leur taille que par leur composition chimique. Elles peuvent être directement émises dans l'atmosphère (particules primaires) ou provenir de la transformation des polluants gazeux présents dans l'atmosphère, précurseurs de particules secondaires. Elles peuvent de plus être transportées sur de longues distances et être remises en suspension une fois déposées au sol. Les plus fines d'entre elles ont la capacité de rester pendant longtemps dans l'atmosphère. Ces dernières font l'objet aujourd'hui des préoccupations sanitaires les plus fortes car elles pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire, la circulation sanguine et le système nerveux central.

En France, les principaux secteurs émetteurs de particules PM₁₀ sont les activités agricoles, l'industrie manufacturière et le secteur résidentiel et tertiaire (chauffage). Pour les émissions de PM_{2,5} le secteur résidentiel et tertiaire est prépondérant, suivi de l'industrie manufacturière et de l'agriculture. Dans les zones urbaines, où vit près de 80 % de la population nationale¹³⁷, les transports routiers contribuent également de manière importante, passant par exemple, pour les PM₁₀, primaires de 11 % au niveau national à 30 % en Ile-de-France et à plus de 45 % à proximité du trafic routier¹³⁸. Ainsi, en 2010, sur 7 sites qui ont dépassé la valeur limite annuelle, fixée à 40 µg/m³¹³⁹, 6 sont des sites de proximité du trafic routier situés à Lyon, Paris, Toulouse, la Réunion et la Martinique. La valeur limite journalière de 50 µg/m³ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an est, quant à elle, dépassée sur plusieurs sites de surveillance du territoire dont 2 sites industriels, 10 de fond (urbains et périurbains) et 17 sites de proximité trafic routier. Les agglomérations concernées par ces dépassements sont : Avignon, Bordeaux, Dijon, Fort-de-France, Grenoble, Lille, Lyon, Marseille, Metz, Paris, Pointe-à-Pitre, Saint Pierre-de-la-Réunion, Sallanches, Strasbourg, Toulon et Toulouse.

¹³⁵ Directive 2008/50/CE concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

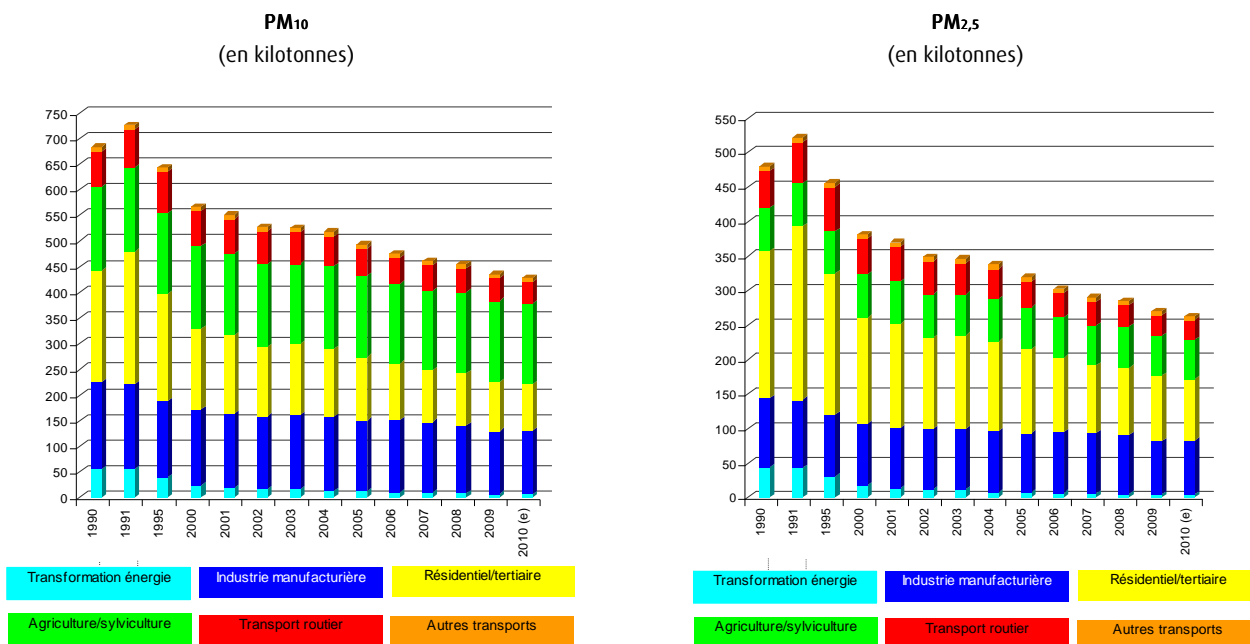
¹³⁶ Le nombre d'agglomérations de plus de 100 000 habitants touchées par un dépassement des valeurs limites admises par la réglementation européenne est passé de 26 en 2007 à 15 agglomérations en 2010. Pour le dioxyde d'azote, la situation est préoccupante : 24 agglomérations de plus de 100 000 habitants ont connu en 2010 des dépassements de valeurs limites, contre 21 en 2009 et 18 en 2008.

¹³⁷ Au recensement de 2007, les unités urbaines regroupent au total 49 815 847 habitants sur 63 786 907 (Mayotte incluse), soit un taux de population urbaine de 78,1 % sur l'ensemble des 101 départements français.

¹³⁸ Airparif, Origine des particules en Ile-de-France, septembre 2011

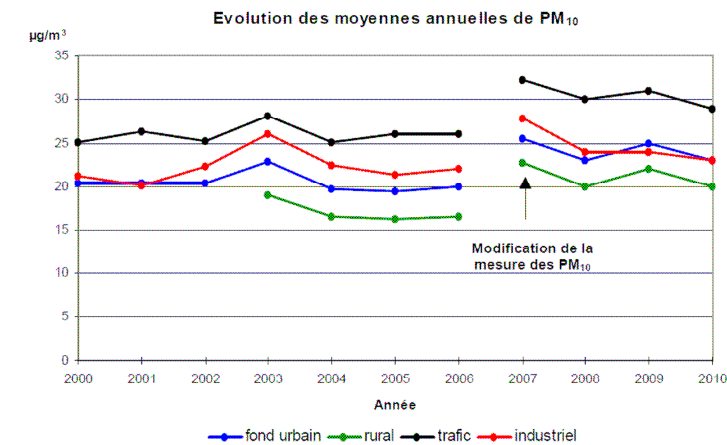
¹³⁹ contre 6 en 2008 et 8 en 2009

Figure III-8 : Les émissions de particules par sources d'émissions entre 1990 et 2010



Source : CITEPA, *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France*, avril 2011

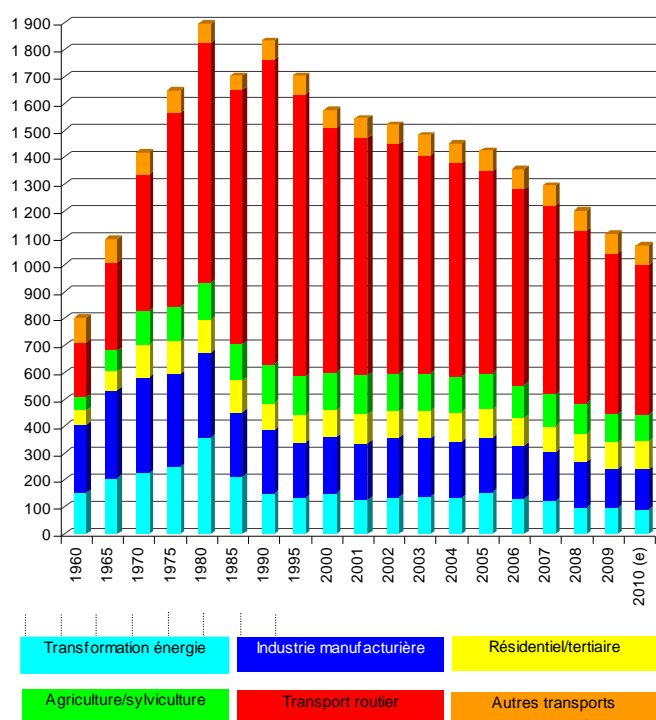
Figure III-9 : Les concentrations de particules sur la période 2000-2010



Source : MEDDE, *Bilan de la qualité de l'air en 2010, version préliminaire*, 2011

A.2. Les NOx

Les NOx sont des composés d'azote et d'oxygène produits principalement par la combustion des combustibles fossiles. En 2008, les sources principales sont les transports puis l'industrie, intégrant la transformation d'énergie. Les niveaux d'oxydes d'azote sont également liés à des processus chimiques dans l'atmosphère et ils dépendent pour une part des conditions météorologiques et de l'ensoleillement. Parmi les NOx, c'est le dioxyde d'azote (NO₂) qui est le plus nocif pour la santé humaine (ex. irritation des bronches, asthme, infections pulmonaires chez l'enfant). Le dioxyde d'azote est un polluant principalement rencontré en milieu urbain et c'est souvent un bon traceur des émissions du trafic routier.

Figure III-10 : Les émissions de NOx par sources d'émissions entre 1990 et 2010

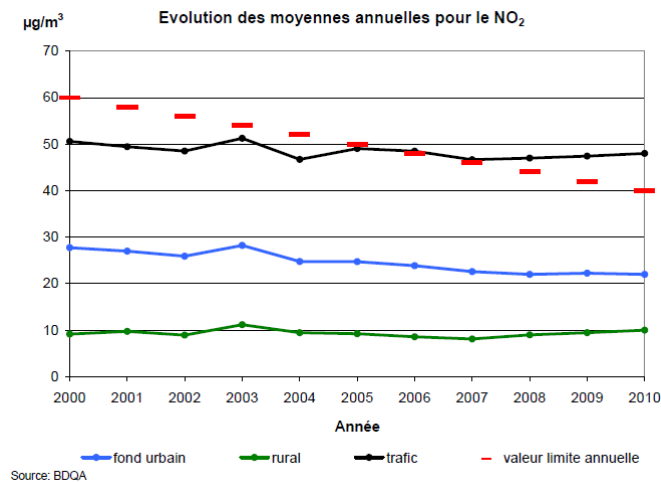
Source : CITEPA, *Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France*, avril 2011

Les concentrations de NO₂ en France ont légèrement baissé entre 2000 et 2010 sur les sites de fond (urbains, périurbains, ruraux) et industriels. Plus généralement, la moyenne annuelle des concentrations en NO₂ en fond urbain diminue de façon progressive depuis la fin des années 1990, avec une anomalie en 2003 (canicule), pour se stabiliser ces dernières années.

Les concentrations de NO₂ en 2010 sont stables pour les sites urbains et périurbains : la moyenne annuelle, de l'ordre de 23 µg/m³, est sensiblement identique à celle de 2009. La valeur limite du NO₂ en moyenne annuelle, de 40 µg/m³ pour l'année 2010, est respectée sur l'ensemble des sites urbains et périurbains à l'exception de deux sites à Paris.

Sur les sites localisés en proximité de voies routières (sites trafic), et plus directement affectés par les émissions du trafic des véhicules routiers, la situation est différente. La moyenne annuelle des concentrations observées (49 µg/m³) est en légère augmentation par rapport à 2009. C'est dans les plus grandes agglomérations (Paris, Aix en Provence-Marseille) que la tendance à la hausse est la plus nette. De plus, la valeur limite pour la moyenne annuelle est dépassée (40 µg/m³ en 2010) en proximité du trafic routier dans plusieurs agglomérations¹⁴⁰. La valeur limite de 200 µg/m³ en moyenne horaire, à ne pas dépasser plus de 18 heures par an est dépassée sur huit sites trafic dans les agglomérations d'Aix-en-Provence, d'Avignon, de Lyon, de Marseille, de Paris et de Toulouse.

¹⁴⁰ Aix-en-Provence, Avignon, Bastia, Bordeaux, Brest, Chamonix, Clermont-Ferrand, Dijon, Fort-de-France, Grenoble, Le Havre, Le Mans, Lille, Limoges, Lyon, Marseille, Montpellier, Orléans, Paris, Reims, Rennes, Rouen, Saint-Etienne, Strasbourg, Toulon, Toulouse, Tours et Valence.

Figure III-11 : Les concentrations annuelles moyennes de NO₂, entre 2000 et 2010

Source : MEDDE, DGEC *Bilan de la qualité de l'air en 2010, version préliminaire, 2011*

B. Quelques actions menées dans le secteur des transports routiers

Sur la base des résultats précédents, il apparaît que le secteur des transports routiers est en ville une source majoritaire d'émissions de polluants nocifs pour la santé tels que les oxydes d'azote et les particules. Agir sur ce secteur est donc incontournable pour améliorer la qualité de l'air en zone urbaine mais les politiques et les outils de mise en œuvre doivent s'ajuster à la complexité des phénomènes en jeu.

La relation entre consommation de carburants et émission de polluants n'est pas simple ; les émissions de polluants par les véhicules routiers dépendent surtout de l'état mécanique du véhicule et de ses conditions d'utilisation. Ainsi, les émissions « moteur froid » sur les premiers kilomètres d'un trajet sont environ cent fois plus importantes que les émissions « moteur chaud »¹⁴¹. La relation entre émissions de polluants et qualité de l'air n'est pas simple non plus : le même litre d'essence brûlé dans les mêmes conditions de circulation, mais avec des conditions atmosphériques différentes, a un effet très différent sur la concentration de polluants dans l'air. Enfin, la relation entre concentration de polluants dans l'air et impacts sanitaires dépend de l'exposition de la population à ces polluants.

En raison de ces phénomènes complexes, il est difficile de définir des actions publiques économiquement efficaces, sans oublier les difficultés de contrôles. Les politiques de lutte contre les pollutions locales se font essentiellement par des mesures réglementaires, sur les polluants ou l'usage des véhicules. Concernant les polluants, il s'agit principalement des normes, imposées aux constructeurs automobiles, qui spécifient des plafonds d'émissions polluantes par km applicables pour chaque véhicule qu'ils produisent. L'impact de la diffusion des normes européennes « Euro » sera développé ici. Au niveau de l'usage, on étudiera l'exemple des restrictions de circulation mises en place dans les zones à bas niveau d'émissions. D'autres instruments existant en France ou en Europe ne seront pas détaillés ici bien qu'ils contribuent à la diminution de la pollution atmosphérique associée au trafic routier : il s'agit par exemple des péages « inversés »¹⁴², des outils de gestion du stationnement et du trafic ou bien encore de l'optimisation de la chaîne logistique.

¹⁴¹ Source : Richard Darbéra, Effets redistributifs et allocatifs d'une modification de la TIPP sur les carburants automobiles, RTS Recherche Transport Sécurité, n°72, Paris, Juillet-Septembre 2001, pp.37-55.

¹⁴² Il s'agit des « spitsmildenproject » en Hollande. Les testeurs de ces projets en Hollande (7000 personnes) reçoivent 2,5 €/jour/heure de congestion évitée s'ils acceptent de ne pas utiliser une voiture individuelle aux moments des heures de pointe (report en télétravail à presque 30% en Hollande, covoiturage, transports en communs, horaires de travail décalés). Sur les provinces testées le délai de « commuting » a baissé de 10 à 20% sur les autoroutes et les centre villes.

B.1. Un exemple d'action sur les véhicules : les normes européennes « Euro »

Pour limiter l'impact des « véhicules » sur la pollution atmosphérique, les actions portent sur la réduction de la pollution à la source et s'appuient sur les progrès technologiques. Ainsi, les normes « Euro », mises en place au début des années 1990, constituent un ensemble de normes, de plus en plus strictes dans le temps, s'appliquant aux véhicules neufs vendus dans l'Union européenne et fixant les limites maximales des rejets de certains polluants à l'échappement pour tous les types de véhicules roulants (véhicules particuliers (VP), véhicules utilitaires légers (VUL), poids lourds (PL), 2 roues motorisés). Ces normes sont définies par type de véhicules (poids lourds, véhicule particulier, etc.) et par type de carburant. Les polluants visés sont le monoxyde de carbone (CO), les hydrocarbures, les NOx et les particules. Les dernières normes adoptées sont les normes « Euro 5 » et à venir la norme « Euro 6 » pour les véhicules légers¹⁴³ (particuliers et utilitaires) et les normes « Euro VI » pour les poids lourds¹⁴⁴.

En ce qui concerne les particules, qui sont majoritairement émises par les véhicules diesel, les premières normes « Euro » (Euro 2, 3 et 4) ont permis une diminution assez significative des émissions de ces substances. Les normes « Euro 5 » et « Euro 6 », qui s'appliquent en septembre 2009 et septembre 2014 pour les nouveaux modèles de véhicules (et un an plus tard pour tous les véhicules neufs), constituent une avancée très importante en termes de réduction des émissions de particules des véhicules particuliers diesel. Les émissions unitaires doivent être divisées par 5 (par rapport à la norme « Euro 4 »), conduisant à la généralisation des filtres à particules. Pour les poids lourds, en vertu de la norme « Euro VI »¹⁴⁵, les émissions maximales de NOx devraient être réduites de 80 % et celles de particules de 50 % par rapport aux prescriptions de la norme « Euro V ».

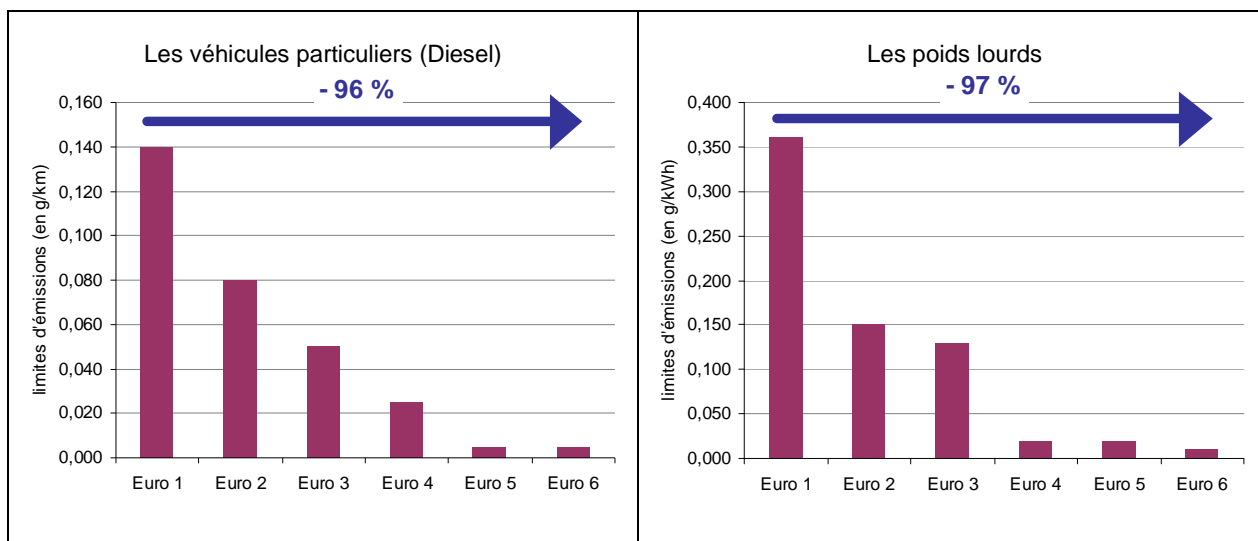
Les graphiques suivants présentent les limites d'émissions de particules et de NOx imposées par les normes « Euro » pour les véhicules particuliers diesel et les poids lourds. Ces données sont détaillées en annexe III-5 pour tous les véhicules et pour l'ensemble des polluants réglementés.

¹⁴³ Règlement (CE) no 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.

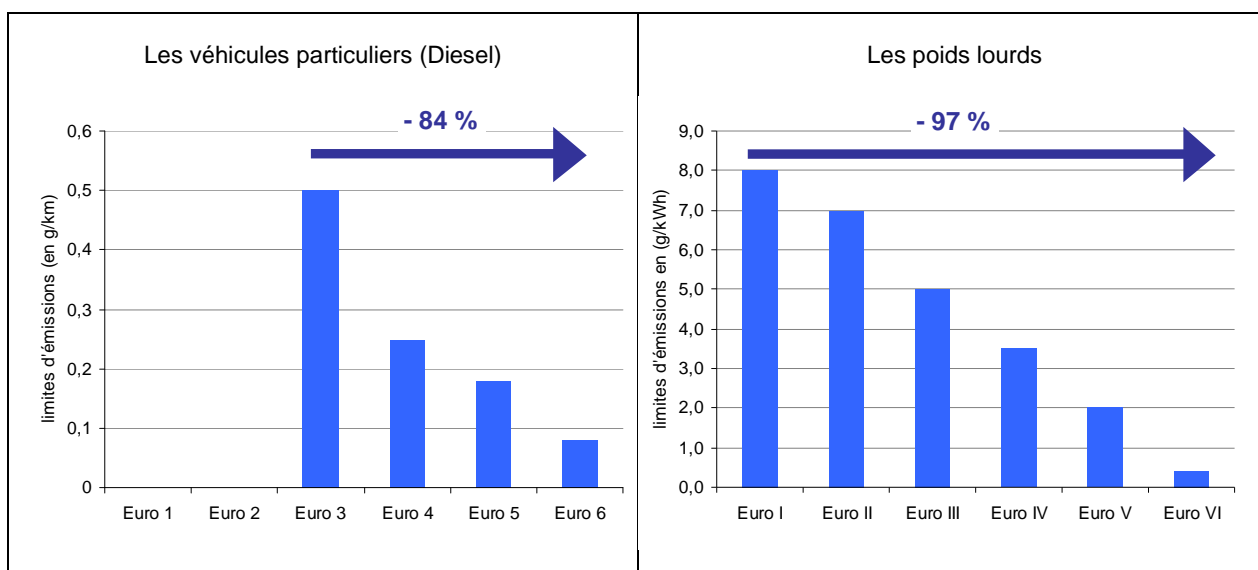
¹⁴⁴ Règlement (CE) n° 595/2009 du Parlement européen et du Conseil relatif à la réception des véhicules à moteur et des moteurs au regard des émissions des véhicules utilitaires lourds (Euro VI) et à l'accès aux informations sur la réparation et l'entretien des véhicules, et modifiant le règlement (CE) n° 715/2007 et la directive 2007/46/CE, et abrogeant les directives 80/1269/CEE, 2005/55/CE et 2005/78/CE.

¹⁴⁵ Applicable à compter du 1^{er} janvier 2014 pour la réception des véhicules et un an plus tard pour la première immatriculation.

Figure III-12 : Les limites d'émissions de particules imposées par les normes « Euro »



Les limites d'émissions de NOx imposées par les normes « Euro »



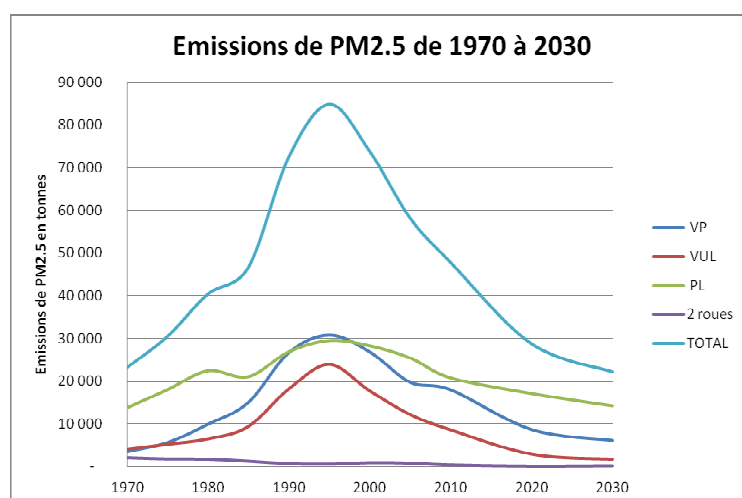
Les émissions de polluants sont mesurées via un cycle de mesure normalisé pour les véhicules. Ce cycle est défini par le règlement CE 715/2007 et par les règlements correspondants de Genève. Il s'agit du cycle officiel harmonisé uniforme retenu pour l'Union européenne. Les cycles réglementaires ont généralement été construits pour reproduire des conditions réelles de circulation mais n'ont pas vocation à décrire l'ensemble des conditions d'utilisation des véhicules. De fait, ces cycles sont nécessairement courts et simplifiés. Des travaux pour définir de nouveaux cycles et protocoles d'essais plus représentatifs des conditions « réelles » de circulation pour tous les véhicules sont engagés actuellement à Genève et devraient aboutir sur des propositions en 2013.

Grâce à la sévèrisation progressive des normes « Euro », les émissions unitaires des véhicules neufs ont été fortement réduites ; néanmoins, les émissions globales de polluants sont conditionnées par **les caractéristiques du parc** et le **volume des circulations**.

- **L'âge du parc** : les véhicules les plus anciens sont les plus polluants¹⁴⁶. Le renouvellement du parc vers des véhicules plus performants est essentiel mais la diffusion des nouvelles technologies est lente et progressive : les normes « Euro 5 » et « Euro 6 » donneront leur plein effet à l'horizon 2015-2020.
- **Le taux de diésélisation du parc roulant** : les véhicules diesel sont plus polluants que les véhicules essence ; ainsi, leur part dans le parc joue sur les émissions globales de polluants locaux. Par exemple, entre 1990 et 2010, le taux de diésélisation du parc roulant de véhicules particuliers est passé de 24 % à 71 %¹⁴⁷.
- **Le volume des circulations** : L'augmentation des circulations tend à accroître les émissions globales de polluants atmosphériques. Sur la période 1990-2010, les circulations routières ont augmenté de +30 %¹⁴⁸.
- **L'abrasion** : Les normes « Euro » n'ont pas d'impact sur les émissions de particules liées à l'abrasion (des freins, pneus et de la route), or, ces dernières ne sont pas négligeables pour les poids lourds¹⁴⁹.

Il apparaît que, sur la période 1990-2010, les effets du durcissement des normes « Euro » ont été atténués par l'augmentation des émissions des véhicules en conditions réelles de circulation, l'augmentation des circulations routières, la forte diésélisation du parc roulant des VP et des émissions causées par l'abrasion dans le cas des particules. Les figures suivantes présentent les émissions de particules et de NOx générées par le transport routier en France entre 1970 et 2030. Elles sont issues des travaux du CITEPA relatif aux inventaires nationaux.

Figure III-13 : Les émissions de particules (PM 2,5) primaires générées par le transport routier en France entre 1970 et 2030 selon les hypothèses tendancielles retenues par le MEDDE/DGEC pour l'étude Optinec 2011



Note de lecture : Un maximum d'émissions de particules apparaît vers 1995. Cette évolution provient de la combinaison de plusieurs facteurs :

- augmentation légère des émissions de particules associées aux poids lourds jusqu'en 1995 et puis diminution par la suite ;
- augmentation jusqu'aux alentours de 1995 puis légère diminution des émissions associées aux véhicules utilitaires légers, même tendance pour les véhicules particuliers mais avec une période de légère croissance aux alentours de 2010.

L'évolution des émissions de particules générées par les poids lourds provient de deux facteurs dont l'influence se fait de manière inverse : d'une part, le parc roulant de poids lourds augmente au cours du temps, ce qui favorise plutôt l'augmentation des émissions

¹⁴⁶ Dans une note d'information du 15 mai 2007, l'ADEME estime que les véhicules les plus anciens, soit environ 20 % du parc automobile, sont responsables de 60 % des émissions polluantes actuelles.

¹⁴⁷ Source : CCT N

¹⁴⁸ +28% pour les VP, +47% pour les VUL et +6% pour les véhicules lourds (Source : CCTN). Les circulations des véhicules étrangers ne sont pas prises en compte.

¹⁴⁹ Les émissions de particules liées à l'abrasion représentent 31% des émissions de particules totales en 1990 et 54% en 2010 ; de 1990 à 2010, en moyenne 70% des émissions de particules liées à l'abrasion sont causées par les poids lourds (Source : CITEPA).

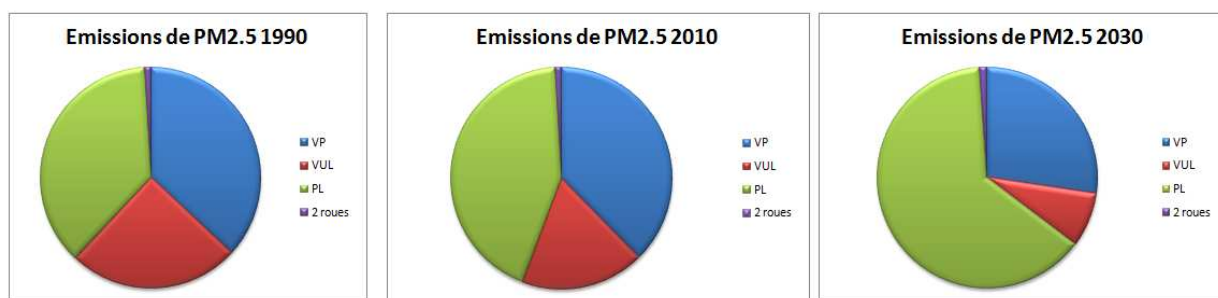
de particules ; d'autre part, la norme d'émissions de particules devient de plus en plus sévère ce qui conduit à une diminution des émissions unitaires de particules. Par ailleurs, indépendamment des normes «Euro », les poids lourds sont responsables d'émissions de poussières liées à l'abrasion.

L'évolution des émissions de particules générées par les véhicules particuliers et les véhicules utilitaires légers résulte de trois facteurs différents : une augmentation du parc roulant qui tend à accroître les émissions de particules ; une diésélisation croissante de ces deux parcs qui contribue aussi à une augmentation des émissions de particules ; un abaissement des seuils réglementaires qui devrait conduire à une diminution des émissions de particules.

Source : MEDDE/DGEC, CITEPA, *Secten*, 2011, *Optinec* 2011 et INRETS, *Transport routier - Parc, usage et émissions des véhicules en France de 1970 à 2025*, 2004

Les figures suivantes reflètent l'évolution attendue de la distribution des émissions de particules par type de véhicules de 1990 à 2030. La part des véhicules particuliers diminue grâce aux normes « Euro », tandis que celle des poids lourds augmente du fait de l'abrasion.

Figure III-14 : La contribution des émissions de particules (PM_{2,5}) générées par le transport routier en France par type de véhicules



Source : CITEPA, *Secten*, 2011 ; MEDDE/DGEC *Optinec*, 2011.

La figure suivante présente les émissions de NOx du transport routier en France entre 1970 et 2030.

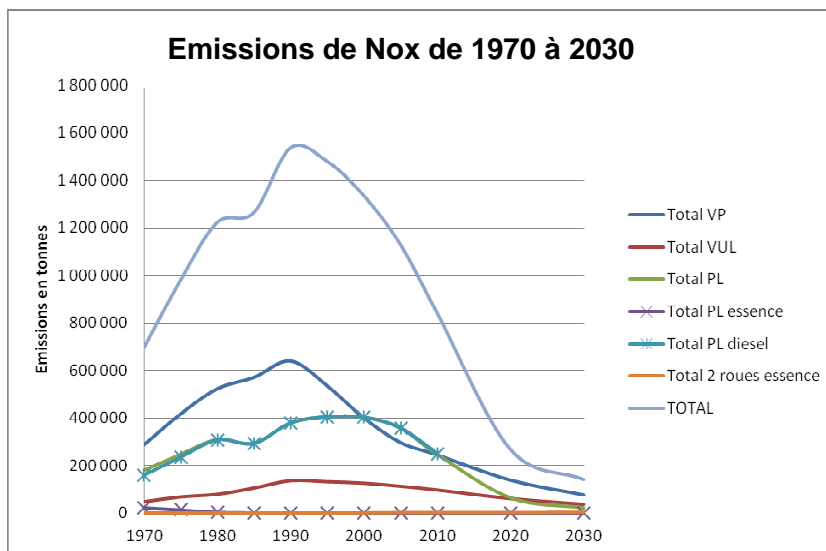


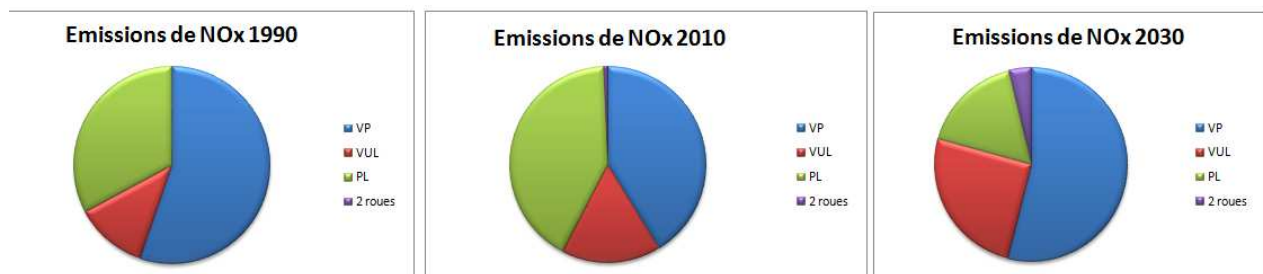
Figure III-15 : Les émissions de NOx générées par le transport routier en France entre 1970 et 2030

Note de lecture : Les émissions totales de NOx liées au transport routier présentent un maximum aux alentours de 1990. Cette évolution des émissions de NOx est quasiment identique pour les différentes catégories du transport routier. La diminution de NOx observée à partir des années 1990 provient d'un renforcement des normes appliquées à chacune des catégories de véhicules.

Source : CITEPA, *Secten*, 2011, MEDDE/DGEC *Optinec* 2011 et INRETS, *Transport routier - Parc, usage et émissions des véhicules en France de 1970 à 2025*, 2004

Les figures suivantes reflètent l'évolution attendue de la distribution des émissions de NOx par type de véhicules de 1990 à 2030.

Figure III-16 : La contribution des émissions NOx liées au transport routier en France par type de véhicules



Source : CITEPA, *Secten*, 2011 ; MEDDE/DGEC *Optinec*, 2011.

De 1990 à 2030, grâce aux normes « Euro », les émissions de NOx des véhicules particuliers et des poids lourds diminuent, mais leurs contributions évoluent en fonction du temps. En 1990, ce sont les VP qui émettent le plus de NOx ; en 2010, les VP et les PL émettent autant de NOx. En 2030, la contribution des poids lourds diminue très fortement grâce à l'implémentation plus facile de la technologie SCR (Réduction Catalytique Sélective) pour ces véhicules que pour les VP.

L'abaissement des seuils réglementaires apparaît comme une mesure efficace pour réduire les émissions de particules et de NOx liées aux circulations routières ; néanmoins, les émissions ne disparaissent pas complètement à l'horizon 2025.

Une étude¹⁵⁰ récente a cherché à évaluer les impacts sanitaires liés au trafic routier urbain en France entre 2000 et 2010 et à estimer les bénéfices attribuables aux normes « Euro 4 » et « Euro 5 ». Il apparaît que, comparés à la situation en 2000, les impacts sanitaires¹⁵¹ liés aux émissions du trafic routier diminueraient d'environ 50 % (48 % pour les impacts liés au NO₂ et 51 % pour ceux liés aux PM₁₀) en 2010. Les résultats montrent aussi que la plus forte contribution à l'amélioration de la qualité de l'air en ville en 2010 est liée à l'application des normes « Euro 4 » et « Euro 5 ». Le trafic routier était, en 2000, à l'origine de 40 % (PM₁₀) et de 57 % (NO₂) des impacts sanitaires liés à la pollution urbaine ambiante. Il reste, en 2010, le contributeur principal mais sa participation a clairement diminué (respectivement 31 et 48 %) (cf. tableau suivant). L'étude conclut qu'en dépit d'une nette réduction des impacts, ceux-ci restent significatifs et que d'autres politiques publiques seraient nécessaires pour compléter les bénéfices attribués aux normes « Euro 4 » et « Euro 5 ».

Pour aller plus loin et procéder à l'évaluation économique des bénéfices sanitaires de la diffusion des normes « Euro », un bilan coûts-avantages pourra être effectué, c'est-à-dire comparer les avantages de la politique européenne fixant des limites d'émissions de polluants pour les véhicules neufs, du point de vue de la collectivité, aux coûts qu'elle engendre.

¹⁵⁰ Nedellec, Mosqueron, Desqueyroux, Effets des normes Euro IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France, Environnement, Risques & Santé, 2009, Vol. 8 n°1 et 2010, Vol. 9 n° 1 et n°6. Résumé : Les normes européennes d'émissions des véhicules, EURO IV et EURO V, ont notamment pour but de réduire les impacts sanitaires de la pollution atmosphérique (PA). Applicables en 2005 et 2009, elles divisent par 10 les émissions des véhicules neufs diesel et par 2,5 celles d'oxyde d'azote (NOx) pour toutes les motorisations. Pour savoir si ces normes produiront les bénéfices sanitaires attendus, une étude des impacts sanitaires (EIS) a été mise en œuvre. Cette étude est publiée en trois parties : i) fonction exposition-risques (FER) pour les effets de la PA sur le développement et sur la santé des enfants ; ii) modélisation de la PA en France et estimation de la part due au trafic routier en zone urbaine ; iii) impacts sanitaires attribuables au trafic routier en France en 2000 et en 2010.

¹⁵¹ Admissions hospitalières et mortalité à court terme et à long terme.

Tableau III-4 : Impacts sanitaires (par ordre décroissant) liés à la pollution ambiante et à celle du trafic routier chez l'adulte

Âge	Effect	Type	Indicateur	Ambiant		Attribuable au trafic routier		Ratio trafic/ambiant (%)		Ratio 2010/2000 (%)	
				2000	2010	2000	2010	2000	2010	ambiant	trafic
> 30 ans	Mortalité long terme	Toutes causes	PM ₁₀	19 533 [12 040-27 160]	13 084 [8 050-18 220]	7 849 [4 810-10 985]	4 010 [2 440-5 640]	40	31	67	51
Tous âges	Admissions hospitalières	Cardiovasculaire	NO ₂	18 789 [11 220-26 200]	10 927 [6 500-15 290]	10 775 [6 410-15 090]	5 200 [3 090-7 300]	57	48	58	48
Tous âges	Mortalité court terme	Toutes causes	NO ₂	6 413 [4 520-8 280]	3 726 [2 620-4 820]	3 674 [2 580-4 760]	1 772 [1 240-2 300]	57	48	58	48
Tous âges	Admissions hospitalières	Cardiaque	PM ₁₀	3 433 [1 380-5 470]	2 296 [920-3 660]	1 363 [550-2 180]	687 [275-1 100]	40	30	67	50
> 65 ans	Admissions hospitalières	Cardiaque	PM ₁₀	3 301 [1 890-4 700]	2 211 [1 270-3 150]	1 312 [750-1 870]	663 [380-945]	40	30	67	51
Tous âges	Mortalité court terme	Cardiovasculaire	NO ₂	2 559 [1 080-3 790]	1 489 [630-2 213]	1 469 [620-2 185]	709 [300-1 060]	57	48	58	48
> 65 ans	Admissions hospitalières	Respiratoire	PM ₁₀	2 302 [1 540-3 310]	1 542 [1 030-2 220]	916 [610-1 320]	463 [309-670]	40	30	67	51
Tous âges	Mortalité court terme	Respiratoire	NO ₂	735 [290-1 170]	428 [170-680]	422 [160-675]	204 [80-330]	57	48	58	48
15-64 ans	Admissions hospitalières	Respiratoire	NO ₂	695 [0-2 400]	403 [2-1 400]	396 [0-1 380]	191 [1-670]	57	47	58	48

Présentation des résultats : au-dessus = indicateur de tendance centrale ; en dessous = [borne inf. ; 95% - borne sup. ; 95%].
Presentation of results : above = indicator of central tendency ; below = [lower bound. ; 95% - upper bound. ; 95%].

Source : Nedellec, Mosqueron, Desqueyroux, *Effets des normes Euro IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France - III. Impacts sanitaires attribuables au trafic routier en France en 2000 et en 2010*, Environnement, Risques & Santé, Vol. 9 n°6.

Les normes d'émissions se révèlent un moyen efficace pour réduire les émissions à moyen-long terme des véhicules. Néanmoins, elles n'ont pas d'effets sur les comportements de mobilité et les modes de déplacement. De plus, leur diffusion lente et progressive ne permet pas de traiter les problèmes à court-terme de qualité de l'air dans les villes. La mise en œuvre d'autres actions est donc nécessaire.

B.2. Un exemple d'action pour limiter les expositions aux polluants : les zones à bas niveau d'émission

Pour remédier aux problèmes de la qualité de l'air dans les villes, l'État a prévu, dans le cadre de la loi Grenelle 2 (article 182), à travers le plan Particules, la possibilité, pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants où une mauvaise qualité de l'air est observée, d'expérimenter la mise en place de Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air (cf. Encadré III-8). Ces zones sont des aires dans lesquelles sont instaurées des restrictions ou des interdictions de circuler pour les véhicules les plus polluants, dans le but d'améliorer la qualité de l'air. En Europe, près d'une dizaine de pays regroupant plus de 180 villes a déjà mis en place des dispositifs similaires, les zones à bas niveau d'émission (ou Low emission zone, « Lez »). L'objectif recherché est le même pour tous les pays : réduire la pollution atmosphérique et respecter les valeurs limites de la réglementation européenne, notamment celles relatives aux émissions et à la concentration dans l'air des polluants tels que le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules (PM₁₀).

En Europe, les critères d'entrée reposent sur les normes « Euro » des véhicules. Les types de véhicules concernés sont, selon les cas, tous les véhicules ou seulement les véhicules diesel ou uniquement les poids lourds de plus de 3,5 tonnes, les cars et les bus. Le périmètre d'une « Lez » peut aller d'une petite partie d'un centre-ville, par exemple Illsfield en Allemagne (2 km²), à un centre-ville entier comme à Berlin (88 km²), jusqu'à la totalité d'une agglomération comme pour le Grand Londres (1 600 km²).

La mise en place des « Lez » en Europe montre des résultats globalement positifs en termes de pollution atmosphérique. Quelques uns sont détaillés dans l'encadré III-9.

Encadré III-8 : Les « Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air »

Le principe des « Zones d'Actions Prioritaires pour l'Air » repose sur l'interdiction d'accès aux véhicules les plus polluants dans la zone et sur le développement d'une dynamique plus large de réduction des émissions atmosphériques, notamment des particules et des oxydes d'azote (NOx).

Les ZAPA pourront être instituées, à titre expérimental pour trois ans, à l'initiative des communes ou groupements de communes de plus de 100 000 habitants, notamment dans les zones considérées comme des points noirs de pollution et pour lesquelles les valeurs limites réglementaires de la qualité de l'air ne sont pas - ou sont susceptibles de ne pas être - respectées.

Ainsi, les communes ou groupements de communes, accompagnés dans leur démarche par l'Etat, définiront les modalités et les conditions d'accès à la zone en fonction du contexte local propre à chaque zone (niveau de pollution, origines de la pollution, poids des différents types de véhicules circulant dans la zone...).

Ces expérimentations, prévues sur 3 ans, seront engagées à partir de 2012 sur la base d'un projet porté par les collectivités volontaires, présentant les actions les mieux adaptées à leur situation locale.

Les collectivités locales volontaires pourront présenter leur projet aux ministres chargés du développement durable et de l'intérieur jusqu'au 13 juillet 2012, pour une autorisation par décret.

Huit collectivités bénéficient à l'heure actuelle d'un appui financier et technique de l'Etat pendant la phase d'études préliminaires (aide ADEME de l'ordre d'1 M €) et pendant la phase de mise en œuvre :

aide à la mise en place d'un système d'identification des véhicules, appui aux projets d'investissements innovants dans le cadre des Investissements d'Avenir pour les projets labellisés « Eco-cités », lancement de projets de recherches « Primequal » pour identifier les facteurs de réussite des ZAPA durant les 3 années à venir, à hauteur de 800 000 €. Primequal, programme de recherche inter-organismes pour une meilleure qualité de l'air à l'échelle locale, est un programme de recherche sur la qualité de l'air mis en œuvre par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE) et par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Il vise à fournir les bases scientifiques et les outils nécessaires aux décideurs et aux gestionnaires de l'environnement pour surveiller et améliorer la qualité de l'air intérieur et extérieur afin de réduire les risques pour la santé et l'environnement. Il présente la particularité de réunir plusieurs disciplines scientifiques concernées par la pollution de l'air et ses impacts : sciences physiques (météorologie, chimie, aérodynamique, météorologie, ...), sciences de la vie (biologie, toxicologie, épidémiologie, écologie, ...), mathématiques (modélisation, statistiques) et sciences sociales (économie, sociologie, psychologie de l'environnement,...).

Source : MEDDE, DGEC

Encadré III-9 : L'impact des « Lez » sur la qualité de l'air

D'après les retours d'expérience européens, la mise en place de « Lez » permettrait une diminution du trafic routier et elle accélérerait l'évolution du parc automobile vers des véhicules plus « propres ». Une première évaluation un an après leur mise en service a été menée à Berlin, Cologne, Stockholm et 9 villes des Pays-Bas. Les résultats montrent un bilan globalement positif, avec des résultats contrastés selon les polluants considérés. A Berlin, la « Lez » a permis de réduire de 24 % les émissions de particules diesel et de 8 % les PM₁₀. A Cologne, la « Lez » a fait baisser le taux de NO₂ de 40 % mais pas celui des PM₁₀. A Stockholm, la Lez a permis de restreindre significativement les émissions de PM₁₀ et de NO_x, tandis que le taux de PM_{0,2} a diminué de 0,5 à 9 % selon l'endroit. A Londres, une étude d'évaluation a priori avait été réalisée avant la mise en place de la « Lez ». Elle prévoyait un gain de 5 200 années de vie humaine, l'évitement de plus de 300 000 cas de maladies respiratoires et un bénéfice compris entre 250 et 670 millions de livres sterling. Les résultats observés sur la première année de mise en œuvre de la « Lez » n'ont pas montré d'impact du dispositif sur les concentrations en particules PM₁₀ dans le cœur de Londres. Cela s'explique sans doute du fait que les taxis et les bus ne sont pas concernés par le dispositif alors qu'ils sont en quantité importante en zone centrale. Par contre, une diminution des concentrations en « Black Carbon » (-1µg/m³ soit -15 %) et en particules PM_{2,5} (-1µg/m³ et -15 % en local) au niveau des stations de trafic a été observée.

Source : ADEME, *Etat de l'art sur le développement des LEZ en Europe*, mise à jour 2011, IAU Ile-de-France, *Lez (Low Emission Zone) ou zone à faibles émissions polluantes*, note rapide n° 519, octobre 2010.

3.3. Des recherches en cours et des connaissances à améliorer

Les politiques de lutte contre certains polluants sont plus difficiles à mettre en œuvre. Il s'agit par exemple des polluants secondaires, dont la formation provient de réactions physico-chimiques complexes dans l'atmosphère entre gaz précurseurs et dont la réduction à la source se révèle difficile à quantifier. Il s'agit également des polluants émergents dont l'état des connaissances scientifiques sur le plan sanitaire est encore limité. La partie suivante développera plus particulièrement le problème de la pollution secondaire, à travers l'exemple de l'ozone.

L'ozone (O_3) est un composant naturellement créé dans la stratosphère (entre 20 et 40 km d'altitude) par action du rayonnement ultraviolet sur l'oxygène moléculaire. La couche d'ozone ainsi constituée agit comme un filtre absorbant le rayonnement ultraviolet solaire nuisible aux organismes vivants (UV-B). L'ozone est naturellement beaucoup moins abondant dans la troposphère (entre le sol et 7 à 12 km d'altitude). Il est cependant l'un des principaux facteurs de la dégradation de la qualité de l'air dans les pays industrialisés.

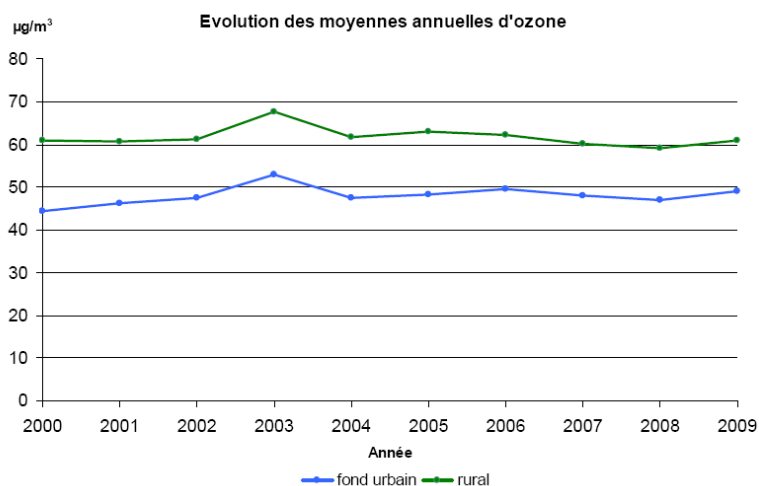
Dans la troposphère l'ozone résulte de réactions chimiques très complexes entre les oxydes d'azote et les composés organiques volatils (hydrocarbures), sous l'effet du rayonnement solaire. Les composés organiques volatils se transforment en radicaux peroxy. Ces radicaux réagissent avec le monoxyde d'azote (NO) pour donner entre autres du dioxyde d'azote (NO_2). Le rayonnement solaire provoque la dissociation du dioxyde d'azote en monoxyde d'azote et en un atome d'oxygène. Celui-ci réagira avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone. Plusieurs cas de figure se présentent :

- en troposphère¹⁵² non polluée, les précurseurs de l'ozone sont issus principalement du transport longue distance et sont présents en faible quantité ;
- en zone urbaine, les émissions de précurseurs sont importantes : les hydrocarbures et les oxydes d'azote sont donc présents en grande quantité. Beaucoup d'ozone se formera mais celui-ci va être rapidement détruit par réaction avec le monoxyde d'azote dont l'apport est constant. Au niveau des agglomérations, l'ozone est donc généralement présent en faible quantité ;
- en s'éloignant des villes mais en restant sous leur panache, la quantité de précurseurs émis va diminuer. L'ozone ne réagira plus avec le monoxyde d'azote tandis que l'ensemble des autres réactions va se poursuivre lors du déplacement des masses d'air. Ici la concentration en ozone va augmenter car l'ozone formé n'est plus détruit comme dans le cas précédent. L'ozone sera donc présent en quantité plus importante dans les zones suburbaines et rurales sous le panache des agglomérations. Le transport entraînera par ailleurs un léger décalage dans le temps entre l'apparition du pic de pollution en zone urbaine et en zone suburbaine ou rurale.

Sur longue période, les concentrations en ozone observées sur les sites urbains et périurbains de l'indice ATMO augmentent de manière significative (+ 50 % de 1993 à 2010). La moyenne annuelle des concentrations observées en ozone sur les sites de fond urbain présente quant à elle une légère hausse de 2000 à 2010.

¹⁵² Couche de l'atmosphère la plus proche de la surface de la Terre.

Figure III-17 : Evolution des concentrations moyennes annuelles d'ozone sur la période 2000-2010



A noter que les concentrations observées sur les sites ruraux sont supérieures à celles observées sur les sites urbains ou périurbains du fait de la cinétique et des processus de formation de l'ozone.

Source : MEDDE, DGEC, *Bilan de la qualité de l'air en France en 2009, 2010*

Près de 60 % de la population urbaine européenne serait exposée à des niveaux d'ozone dépassant la valeur cible de l'UE, avec une incidence sur l'espérance de vie des habitants (diminution de 8 mois environ selon l'OMS)¹⁵³. Selon les scientifiques impliqués dans le projet européen Climate Trap (lancé en 2009) portant sur l'impact du changement climatique sur la santé publique, la Belgique, la France, l'Espagne et le Portugal vont être les pays les plus touchés par une augmentation de la mortalité liée à l'ozone au cours des soixante prochaines années ; cette augmentation pourrait se situer entre 10 et 14 % d'ici 2070.

La lutte contre la pollution par l'ozone représente un enjeu majeur dans le domaine de la qualité de l'air, compte tenu de l'impact de cette pollution sur la santé humaine, mais aussi sur la baisse des rendements agricoles (1 milliard d'euros par an en France au début des années 2000, et 4 milliards d'euros au plan européen). Néanmoins, la mise en œuvre d'actions est rendue complexe par, d'une part, l'absence de relations directes simples entre les émissions de précurseurs (COV et NOx) et les concentrations d'ozone et, d'autre part, l'échelle, supra-locale, à laquelle il faut déployer les stratégies de réduction des émissions.

¹⁵³ Source : actu-environnement, 27 septembre 2011

Conclusion

Des progrès notables ont été réalisés en matière de réduction de la pollution atmosphérique au cours des 20 dernières années. C'est le cas par exemple des émissions de dioxyde de soufre, d'oxyde d'azote et de plomb qui sont en diminution constante. Ces progrès sont pour partie le résultat des améliorations technologiques et de l'évolution des normes nationales ou européennes en matière d'émissions et de qualité des combustibles et des carburants, tant pour les installations fixes industrielles ou domestiques que pour les transports. Ils sont aussi liés à la délocalisation d'activités industrielles parmi les plus polluantes, ce qui a conduit *in fine* à transférer une partie de la pollution de l'air à l'étranger ainsi que les impacts environnementaux et sanitaires associés. Malgré cette tendance générale à la baisse des émissions, la France ne respecte pas toutes les normes européennes (pour les PM₁₀ NO₂ et les NO_x notamment).

Ainsi la qualité de l'air constitue toujours un facteur de risque sanitaire important, comme le montrent de nombreuses études toxicologiques et épidémiologiques. Les polluants de l'air extérieur sont notamment impliqués dans les pathologies respiratoires (asthme, insuffisance respiratoires, cancers) et cardio-vasculaires et occasionnent chaque année des coûts pour la société. Ces coûts peuvent être estimés, a minima, entre 20 et 30 Mds € par an pour la France métropolitaine. Calculés sur la base de la quantification des impacts sanitaires liés à la pollution de l'air en termes de mortalité et de morbidité, puis, de l'attribution d'une valeur monétaire à ces impacts, ces premières estimations demandent à être confortées et complétées. En effet, il apparaît que de nombreuses interrogations subsistent au niveau de l'identification exhaustive des impacts sanitaires et des coûts associés d'une part et au niveau des polluants impliqués d'autre part. L'amélioration des connaissances conduira ainsi vraisemblablement à revoir cette valeur. Au regard de ces coûts, les politiques de lutte contre la pollution de l'air peuvent, par conséquent, être à l'origine d'importants bénéfices pour la société.

Pour être efficaces, ces politiques doivent tenir compte des phénomènes complexes de la pollution atmosphérique et des problèmes associés à la fois locaux et transfrontières. Une intervention publique intégrée, multiforme et à plusieurs niveaux, s'avère nécessaire. Les actions publiques portent, à différentes échelles spatiales, sur la connaissance et l'observation d'une part et sur la réduction des émissions et des expositions d'autre part. Les politiques de réduction de la pollution atmosphérique à proximité des axes de trafic routier permettent d'illustrer ces différents niveaux d'actions et leurs limites. Ainsi, la politique européenne des normes « Euro » fixe des limites d'émissions de polluants pour les nouveaux véhicules mais cette politique ne produit pas des effets immédiats (inertie du parc automobile) et ne réglemente pas tous les polluants. Au niveau national, une réduction de la part des véhicules diesel circulant sur les axes permettrait une diminution des émissions de polluants¹⁵⁴ mais le rendement énergétique des véhicules essence est moins performant que celui des véhicules diesel, impliquant un surcroît d'émissions de CO₂. La réduction du trafic dans des proportions très importantes relève, quant à elle, de la politique locale mais une telle politique pose la question de sa soutenabilité sur le plan social et économique et de la disponibilité et de l'efficacité à court terme des instruments nécessaires à sa mise en œuvre (péages urbains, ZAPA¹⁵⁵).

¹⁵⁴ Bien que l'écart d'émissions s'amenuise entre véhicules diesel et essence au fil des normes « Euro ».

¹⁵⁵ Zones d'Action Prioritaires pour l'Air

ANNEXES

Annexes relatives à la partie II :

- ANNEXE II-1 – Les impacts sanitaires des principaux polluants de l'air
- ANNEXE II-2 – Statistiques descriptives de la méta-analyse sur la valeur d'une vie humaine de l'OCDE
- ANNEXE II.3 – Les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air dans l'UE et en France (2005, CAFE)
-

Annexes relatives à la partie III :

- ANNEXE III-1 : Les engagements internationaux de la France
- ANNEXE III-2 : Le dispositif français de surveillance de la qualité de l'air
- ANNEXE III-3 : Les plans et schémas
- ANNEXE III-4 : Normes de la qualité de l'air en vigueur au 1^{er} janvier 2010
- ANNEXE III-5 : Les normes « Euro »

ANNEXE II-1 – Les impacts sanitaires des principaux polluants de l'air

Les impacts sanitaires des oxydes d'azote (NOx)

Le dioxyde d'azote (NO₂) est un gaz irritant pour les bronches. Il peut pénétrer dans les plus fines ramifications des voies respiratoires et entraîner une altération de la fonction respiratoire¹⁵⁶. Il provoque une hyper réactivité bronchique chez l'asthmatique. Il augmente la fréquence et la gravité des crises.

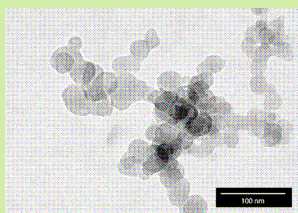
Chez les enfants, il augmente la sensibilité des bronches aux infections microbiennes .

De ce fait, les niveaux de dioxyde d'azote dans l'air ambiant sont réglementés (relève de la partie politique publique) ;

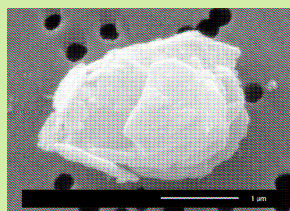
Sous l'effet du rayonnement solaire, les oxydes d'azote participent à la formation de l'ozone polluant de l'air secondaire. L'ozone est également responsable de dommages sanitaires.

Les impacts sanitaires des particules (PM₁₀ ET PM_{2,5})

Les particules totales qui flottent dans l'air ont moins de 40 micromètres. En dessous de 2,5 micromètres on parle de particules ultrafines.

Les Particules vues au microscope électronique ¹⁵⁷

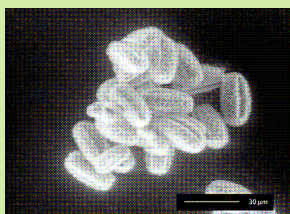
Agglomérat de suie de diesel



Particule minérale (particule de roche)



Particule issue du frottement sur des rails



Particule de pollen.

(Source: R. Kägi, EMPA)

On classe les particules selon leurs tailles (diamètre aérodynamique ou diamètre aéroulique). on distingue en métrologie les « PM₁₀ », les « PM_{2,5} » ou les « PM₁ » :

- PM₁₀ : particules en suspension dans l'air, d'un diamètre aérodynamique inférieur à 10 micromètres.
- PM_{2.5} dont le diamètre est inférieur à 2,5 micromètres, appelées particules fines
- PM_{1,0} dont le diamètre est inférieur à 1,0 micromètre, appelées particules très fines
- PM_{0,1} dont le diamètre est inférieur à 0,1 micromètre, appelées particules ultrafines

¹⁵⁶ Source : Bilan de la qualité de l'air en France en 2009 et des principales tendances observées au cours de la période 2000-2009 MEDDE

¹⁵⁷ Les poussières fines en Suisse, Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA), Publié par la Commission fédérale de l'hygiène de l'air CFHA Berne, 2007

La composition des particules est extrêmement variable¹⁵⁸. Chimiquement, les particules forment un mélange complexe de substances chimiques. La composition chimique des particules en suspension est également fonction de la nature et de l'éloignement des sources de substances nocives. Les particules de la fraction fine sont souvent hygroscopiques (elles absorbent l'humidité ambiante ce qui les rendent plus facilement assimilables). Les gaz non volatils sont ainsi adsorbés à la surface des particules (comme par exemple les hydrocarbures aromatiques polycycliques ou HAP). Parmi les principaux composants on peut citer le sulfate et le nitrate d'ammonium, le carbone élémentaire ou suie, les composés organiques, les composés minéraux, le chlorure de sodium et les métaux.

Les effets sur la santé des particules dépendent, d'une part, de leur granulométrie (elles pénètrent d'autant plus profondément dans l'appareil respiratoire que leur diamètre est faible) et d'autre part, de leur composition chimique¹⁵⁹.

Les particules les plus grosses sont retenues par les voies aériennes supérieures alors que les plus fines peuvent pénétrer dans les voies respiratoires inférieures et transporter des composés toxiques, contribuant, en particulier chez les enfants, à une irritation aiguë ou chronique des muqueuses bronchiques, à une hyperréactivité bronchique, à l'expression de leur sensibilité allergique et à une exacerbation de leur pathologie respiratoire préexistante.

Les particules ont fait l'objet de très nombreuses études. Elles ont des effets tant aigus que chroniques, et sont impliquées dans des pathologies tant respiratoires que cardio-vasculaires. On les soupçonne également d'être impliquées dans certaines formes de cancer.

Les impacts sanitaires du dioxyde de soufre (SO₂)

Le dioxyde de soufre est associé à de nombreuses pathologies respiratoires, souvent en combinaison avec les particules présentes dans l'air ambiant.

Le dioxyde de soufre est un gaz irritant et le mélange acido-particulaire peut, selon les concentrations des différents polluants, déclencher une broncho-constriction symptomatique chez les asthmatiques, augmenter les symptômes respiratoires aigus chez l'adulte (toux, gêne respiratoire) ou encore altérer la fonction respiratoire chez l'enfant (altération de la fonction ventilatoire, accès de toux ou crises d'asthme).

Les impacts sanitaires de l'ozone

L'ozone est un gaz agressif qui pénètre profondément dans l'appareil pulmonaire et peut réagir sur les composants cellulaires et affecter les capacités respiratoires.

L'ozone a un fort pouvoir oxydatif, pour les muqueuses oculaires et respiratoires et il pénètre facilement jusqu'aux voies respiratoires les plus fines (bronchioles).

Sa nocivité se manifeste par l'apparition, principalement lors d'un effort physique, d'irritations du nez, des yeux et de la gorge, d'altérations de la fonction pulmonaire, d'essoufflement et de toux.

Une exposition à l'ozone augmente la sensibilité des asthmatiques aux allergènes.

Ces effets sont alors accentués par la présence d'autres polluants tels les oxydes de soufre et d'azote, ou lors d'efforts physiques et d'expositions prolongées.

Certains sujets sont particulièrement sensibles pour des raisons encore mal connues.

En l'état actuel des connaissances (issues des expérimentations contrôlées et de travaux épidémiologiques), il ne semble pas exister de seuil d'exposition à l'ozone en dessous duquel il n'y aurait pas d'effet sur la fonction ventilatoire. Les conséquences d'une exposition chronique à long terme sont encore mal connues.

Les impacts sanitaires du monoxyde de carbone (CO)

Le monoxyde de carbone présent dans l'air se fixe sur l'hémoglobine et peut entraîner des troubles respiratoires, des effets asphyxiants, des maux de tête et des troubles cardiaques.

Les impacts sanitaires des composés organiques volatils

Les COV comprennent 210 espèces et 23 grandes familles. Les effets sur la santé sont très divers selon la nature des composés organiques volatils : ils vont d'une simple gêne olfactive à une irritation ou à une diminution de la capacité respiratoire.

¹⁵⁸ Les poussières fines en Suisse, Rapport de la Commission fédérale de l'hygiène de l'air (CFHA), Publié par la Commission fédérale de l'hygiène de l'air CFHA Berne, 2007

¹⁵⁹ Elles peuvent en effet contenir des produits toxiques tels que des métaux ou des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dont certains sont considérés comme cancérigènes.

La toxicité de certains composés organiques volatils est avérée, comme dans le cas du benzène présent dans les essences et supercarburants.

Rappel : Les COV contribuent également, au travers de réactions faisant intervenir les oxydes d'azote et le rayonnement solaire, à la formation de polluants photochimiques tels que l'ozone, nocifs pour la santé. Ils contribuent enfin à la formation secondaire de particules fines.

Les impacts sanitaires du benzène (C₆H₆)

Le benzène est un composé très nocif de la famille des composés organiques volatils (COV). Il présente en effet des risques cancérigènes.

Des études sur l'exposition au benzène dans six villes européennes sont actuellement menées dans le cadre du projet européen Macbeth.

Les impacts sanitaires des métaux lourds

Dans l'air, les métaux lourds sont présents sous forme de particules à l'exception du mercure qui est principalement gazeux. Ces polluants s'accumulent dans l'organisme et peuvent affecter le système nerveux, les fonctions rénales, hépatiques, respiratoires, etc. Leur dépôt sur les surfaces (sols, eaux, etc.) conduit également à une contamination de la chaîne alimentaire.

Les impacts sanitaires des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont des composés organiques toxiques et persistants dans l'environnement dont la molécule comporte au moins deux noyaux benzéniques. Ils se caractérisent par leur persistance dans le milieu dans lequel ils sont émis d'où une forte inertie par rapport aux politiques publiques qui visent à réduire leurs émissions. On y trouve des composés tels que le benzo(a)pyrène qui est cancérigène.

Certains HAP peuvent également affecter le système immunitaire.

Il existe des suspicions sur les capacités de mimétisme endocrinien des HAP.

Le cas particulier des pollens

L'allergie aux pollens touche environ 15 % de la population française.

Si les premiers symptômes de la pollinose sont une rhino-conjonctivite, l'allergie s'accompagne assez rapidement d'une fatigue, de problèmes de concentration, d'un absentéisme à l'école ou au travail et peut évoluer vers une pathologie asthmatique.

D'autres polluants sont de forts amplificateurs des réactions inflammatoires allergiques comme l'ozone, les NO_x ou les SO_x.

ANNEXE II-2 – Statistiques descriptives de la méta-analyse sur la valeur d'une vie statistique (VVS) de l'OCDE

Article	Nb. Obs.	Année publication	Pays	Moyenne VVS (en dollars 2005)	Evantail (*10 ⁶ dollars 2005)	Ratio VVS /PIB par tête
Leiter & Pruckner	24	2008-2009	Autriche	3,021,948	1.9 - 5.2	89
Leiter & Pruckner	4	2008	Autriche	2,445,736	2.1 - 2.8	72
Mahmud	4	2006	Bangladesh	5,248	0.04 - 0.07	4
Krupnick et al.	8	2002	Canada	1,758,343	1.1 - 3.6	50
Alberini et al.	2	2006	Canada - Etats Unis	1,036,062	0.8 - 1.2	27
Chestnut et al.	12	2009	Canada - Etats Unis	5,142,629	2.5 - 9.4	134
Guo, Haab & Hammitt	1	2006	Chine	24,427	##	6
Hammitt & Zhou	12	2006	Chine	115,515	0.02 - 0.4	28
Krupnick et al.	110	2006	Chine	562,225	0.1 - 1.7	137
Schwab Christe & Soguel	6	1995	Danemark	13,600,000	9 - 17.5	404
Alberini & Kahn	12	2006	Etats Unis	1,266,037	0.2 - 6.4	30
Alberini et al.	2	2004	Etats Unis	1,421,025	1.1 - 1.7	34
Buzby, Ready & Skees	2	1995	Etats Unis	6,521,801	5.4 - 7.6	156
Hakes & Viscusi	2	2004	Etats Unis	6,247,816	6.1 - 6.4	150
duVair & Loomis	3	1993	Etats Unis	352,962	0.2 - 0.5	8
Desaigues et al.	20	2004-2007	France	2,943,355	0.9 - 9.1	99
Schwab Christe & Soguel	4	1995	France	1,094,639	0.3 - 2.2	37
Alberini & Chiabai	7	2006	Italie	2,701,947	1 - 5.6	97
Alberini et al.	3	2007	Italie	3,598,485	1.4 - 6.3	130
Itaoka et al.	19	2007	Japon	1,280,220	0.5 - 2.8	42
Tsuge, Kishimoto & Takeuchi	1	2005	Japon	2,695,444	##	89
ADB	4	2005	Malaisie	1,194,228	0.7 - 1.7	104
Ghani & Faudzi	8	2003	Malaisie	1,269,214	0.7 - 1.9	111
Leung et al.	8	2009	Nouvelle Zelande	2,870,491	1.8 - 4.4	117
Giergiczny	3	2006	Pologne	795,082	0.2 - 1.7	59
Alberini et al.	11	2006	République Tchèque	2,965,895	0.7 - 5.4	146
Jones-Lee, Hammerton & Philips	4	1985	Royaume Uni	5,226,967	3.9 - 7.2	166
Johannesson, Johansson & Löfgren	14	1997	Suède	4,509,711	2.8 - 5.5	141
Johannesson, Johansson & O'Conor	4	1996	Suède	4,652,973	2 - 7.1	145
Persson et al.	7	2001	Suède	3,107,326	1.6 - 4.2	97
Svensson	14	2009	Suède	7,693,884	3 - 9.6	240
Rheinberger	2	2009	Suisse	4,362,827	4.2 - 4.5	123
Liu et al.	24	2005	Taiwan	12,300,000	5.8 - 22.1	472
Gibson et al.	1	2007	Thaïlande	659,955	##	96
Vassanadumrondgee & Matsuoka	4	2005	Thaïlande	1,555,256	1.3 - 1.8	226

ANNEXE II.3 – Les impacts sanitaires liés à la pollution de l'air dans l'UE et en France (2005, CAFE)

Poll	End point name	unités	valeurs
Union Européenne			
O3	Acute Mortality (All ages)	Premature deaths	21400
O3	Respiratory Hospital Admissions (65yr +)	Cases	14000
O3	Minor Restricted Activity Days (MRADs 15-64yr)	Days	53913600
O3	Respiratory medication use (children 5-14yr)	Days	21355900
O3	Respiratory medication use (adults 20yr +)	Days	8833600
O3	Cough and LRS (children 0-14yr)	Days	108076600
PM	Chronic Mortality (All ages)	Life years lost	3618700
PM	Chronic Mortality (30yr +)	Premature deaths	347900
PM	Infant Mortality (0-1yr)	Premature deaths	677
PM	Chronic Bronchitis (27yr +)	Cases	163800
PM	Respiratory Hospital Admissions (All ages)	Cases	62000
PM	Cardiac Hospital Admissions (All ages)	Cases	38300
PM	Restricted Activity Days (RADs 15-64yr)	Days	347687000
PM	Respiratory medication use (children 5-14yr)	Days	4218500
PM	Respiratory medication use (adults 20yr +)	Days	27741700
PM	LRS symptom days (children 5-14yr)	Days	192756400
PM	LRS among adults (15yr +) with chronic symptoms	Days	285345000
FRANCE			
O3	Acute Mortality (All ages)	Premature deaths	2780
O3	Respiratory Hospital Admissions (65yr +)	Cases	1980
O3	Minor Restricted Activity Days (MRADs 15-64yr)	Days	7479670
O3	Respiratory medication use (children 5-14yr)	Days	3891440
O3	Respiratory medication use (adults 20yr +)	Days	1221610
O3	Cough and LRS (children 0-14yr)	Days	17701870
PM	Chronic Mortality (All ages)	Life years lost	482210
PM	Chronic Mortality (30yr +)	Premature deaths	42090
PM	Infant Mortality (0-1yr)	Premature deaths	112
PM	Chronic Bronchitis (27yr +)	Cases	21220
PM	Respiratory Hospital Admissions (All ages)	Cases	8260
PM	Cardiac Hospital Admissions (All ages)	Cases	5100
PM	Restricted Activity Days (RADs 15-64yr)	Days	44935660
PM	Respiratory medication use (children 5-14yr)	Days	665660
PM	Respiratory medication use (adults 20yr +)	Days	3596850
PM	LRS symptom days (children 5-14yr)	Days	27513760
PM	LRS among adults (15yr +) with chronic symptoms	Days	37202230

ANNEXE III-1 : Les engagements internationaux de la France

(Source : MEDDE/DGEC)

Les engagements actuels de la France s'inscrivent dans les contextes suivants :

- **la Convention de la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies sur la pollution atmosphérique à longue distance** (dite convention de Genève et identifiée par le sigle CEE-NU/CPALTD ou UNECE / LRTAP en anglais). Plusieurs protocoles ont été adoptés en application de cette convention portant sur les émissions de SO₂, de Nox, de COVNM, de NH₃, de métaux lourds et de polluants organiques persistants,
- **le protocole de Göteborg issu de la convention de Genève** citée ci-dessus et ratifié en 1999 qui prévoit les plafonds nationaux d'émission pour Nox, SO₂, NH₃ et COVNM et bientôt pour les PM_{2,5} (protocole en cours de révision)
- **le paquet climat-énergies renouvelables de l'UE** qui est composé de six textes dont la directive 2009/28/CE sur la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables, la directive 2009/29/CE visant à étendre et à améliorer le système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre, la décision n°406/2009/CE sur l'effort à fournir par les Etats membres pour réduire leurs émissions de gaz à effet de serre, ainsi que le règlement (CE) n°443/2009 établissant des normes d'émission de CO₂ pour les voitures particulières neuves
- **la Convention cadre des Nations Unies sur les changements climatiques** (dite Convention Climat et identifiée par le sigle CCNUCC ou UNFCCC en anglais). En application de cette convention, le Protocole de Kyoto visant une limitation ou une réduction des émissions d'un ensemble de six gaz à effet de serre a été adopté.
- **Le protocole de Montréal** : adopté en 1987 dans le cadre du programme des Nations Unies pour l'environnement, il vise à éliminer progressivement la production et l'utilisation des produits les plus néfastes pour la couche d'ozone.
- **le Programme paneuropéen sur les transports, la santé et l'environnement** : L'objectif du programme est de promouvoir dans les Etats-membres des transports plus respectueux de la santé et de l'environnement. Les Etats-membres ont adopté la Déclaration d'Amsterdam « Relier les maillons de la chaîne : choix en matière de transports pour notre santé, l'environnement et la prospérité ».
- **la directive européenne 2008/1/CE sur la prévention et la réduction intégrées de la pollution** (identifiée par le sigle IPPC). Cette directive soumet à autorisation les activités industrielles à fort potentiel de pollution.
- **la directive n° 2008/50/CE** du 21/05/08 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe. Les polluants concernés sont le dioxyde de soufre, les oxydes d'azote, les particules PM₁₀ et PM_{2,5}, le plomb, le benzène, le monoxyde de carbone et l'ozone.
- **la directive n° 2004/107/CE** du 15/12/04 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant.
- **la directive européenne 2003/87/CE établissant un système communautaire d'échange de quotas d'émission de gaz à effet de serre**. Cette directive prévoit une réduction des émissions de gaz à effet de serre pour le secteur de la production d'électricité et pour certains secteurs industriels. Et si nouvelle directive de 2009 comprise dans le paquet énergie climat.
- **la directive européenne 2001/81/CE sur les plafonds d'émissions nationaux** (identifiée par le sigle NEC). Cette directive fixe les plafonds nationaux relatifs au SO₂, aux NOx, aux COVNM et au NH₃ rejetés par l'ensemble des sources anthropiques et à venir un plafond PM_{2,5}.
- **la directive européenne 2001/80/CE sur les Grandes Installations de Combustion** (identifiée par le sigle GIC) fixe des valeurs limites à l'émission pour l'ensemble des installations d'une puissance thermique supérieure ou égale à 50 MW.

ANNEXE III-2 : LE DISPOSITIF FRANÇAIS DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE L'AIR

Ministère en charge de l'écologie - LES AASQA – LE LCSQA

Les acteurs du dispositif français de surveillance de la qualité de l'air

1/ Les AASQA

En France, outre-mer compris, 26 Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) remplissent les principales missions définies par la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie du 30 décembre 1996 :

- mise en œuvre de la surveillance et de l'information sur la qualité de l'air,
- diffusion des résultats et des prévisions,
- transmission immédiate aux préfets des informations relatives aux dépassements ou prévisions de dépassements des seuils d'alerte et de recommandations.

Conformément à la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie, les AASQA regroupent 4 collèges, qui sont équitablement représentés au sein des Conseils d'Administration :

- les Préfets et Services de l'État,
- les Collectivités locales et territoriales,
- les Émetteurs (transporteurs, industriels...),
- les Associations de protection de l'environnement et des consommateurs et personnalités qualifiées.

2/ Le Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (LCSQA)

Ce groupement d'intérêt scientifique rassemble l'INERIS, le laboratoire national de métrologie et d'essais (LNE) et l'école des mines de Douai, il a une mission de coordinateur technique national de la surveillance de la qualité de l'air, sous le pilotage du MEDDE.

A ce titre, le LCSQA :

- met en place et vérifie les modalités techniques du dispositif de surveillance en France, notamment au regard des dispositions réglementaires européennes et internationales,
- assure la coordination des travaux techniques menés par les AASQA,
- apporte un appui technique aux réseaux de surveillance, en développant également des outils au niveau national utiles pour l'ensemble du réseaux (guides méthodologiques, modèles etc...),
- appui le MEDDE dans les discussions européennes sur la surveillance.

3/ Le Ministère de l'écologie, du développement durable, et de l'énergie (MEDDE).

Le MEDDE pilote le développement du dispositif français de surveillance de la qualité de l'air et contribue financièrement à sa réalisation. Il rend compte à la Commission européenne des résultats.

► **La surveillance**

La surveillance s'effectue par différents moyens incluant la surveillance par les dispositifs fixes, les campagnes de mesures, les cadastres d'émissions et la modélisation de la pollution de l'air sur un territoire donné. La mise en œuvre de ces différents moyens permet de fournir des représentations cartographiques de la pollution.

L'ensemble de ces travaux est coordonné par le LCSQA (INERIS-EMD-LNE), piloté par le MEDDE (DGEC).

Instruments de mesure

La mesure de la qualité de l'air peut se faire à partir de différents moyens. Les dispositifs les plus couramment utilisés sont des analyseurs automatiques, placés dans des stations de surveillance fixe ou mobiles.

Les résultats utilisés sont généralement des valeurs instantanées ou des moyens quart-horaires. Les données sont ensuite récupérées par un système d'acquisition, qui permet de les transmettre à un poste central où elles sont stockées, validées et traitées, puis diffusées. Les systèmes d'acquisition répondant à des normes précises permettent de garantir la validité et l'intégrité des données.

Le système d'information des données de la qualité de l'air est en cours de révisions et modifications avec le LCSQA et le MEDDE :

Modélisation

La modélisation est nécessaire à la fois pour spatialiser l'état de la qualité de l'air sur l'ensemble du territoire français et pour prévoir la qualité de l'air les jours suivants.

Pour ce faire, ces données météorologiques sont nécessaires, ainsi que la connaissance spatialisée des émissions (cadastre des émissions). Une méthode harmonisée des inventaires locaux au plan national, via le pôle national de coordination des inventaires territoriaux, est sur le point d'être validée. Par ailleurs, un outil national du MEDDE à l'échelle fine de la commune, voire du km², l'inventaire national spatialisé (INS), sera prochainement disponible.

Des modèles de chimie transport sont ensuite utilisés pour prévoir les concentrations de polluants de l'air. Le dispositif français s'appuie sur le modèle ou code CHIMERE, utilisé dans l'outil national et européen prév'air. Ce code est également dans les modèles utilisées par les AASQA.

► L'information et la prévision

Chaque citoyen a le droit d'être informé sur la qualité de l'air qu'il respire.

Par délégation des préfets, les AASQA informent la population sur la situation des concentrations dans l'air de chaque polluant par rapport aux valeurs réglementaires qui sont appliquées.

De plus, pour les agglomérations de plus de 100 000 habitants, les associations diffusent un indicateur quotidien global de la qualité de l'air : l'indice ATMO défini par l'arrêté ministériel.

Pour les villes de moins de 100 000 habitants, on parle de l'Indice de la Qualité de l'Air simplifié (IQA). Ce sont des indicateurs journaliers de la qualité de l'air. Ils sont calculés à partir des résultats des stations "urbaines" et "périurbaines" représentatives des zones dites "de pollution homogène". Ils concernent essentiellement les agglomérations.

► Calcul des indices

4 polluants sont pris en compte :

- les particules fines,
- le dioxyde de soufre,
- le dioxyde d'azote,
- l'ozone.

Les concentrations de chacun de ces polluants sont classées sur une échelle de 1 "très bon" à 10 "très mauvais". Le plus élevé de ces 4 sous-indices donne l'indice ATMO de la journée. Des données cartographiques en temps réel peuvent compléter la diffusion de cet indice.

Évaluation des réductions des émissions sur la Qualité de l'Air

Les modèles de la qualité de l'air permettent de déterminer de combien réduire les émissions pour respecter les normes de la qualité de l'air.

ANNEXE III-3 : Les plans et schémas

Source : CERTU et MEDDE/DGEC/BQA

- **Le Schéma Régional Climat Air Énergie (SRCAE)**

Le SRCAE remplace le plan régional de la qualité de l'air (PRQA)¹⁶⁰, instauré par la loi n°96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (Loi Laure) et vaut schéma régional des énergies renouvelables prévu par l'article 19 de la loi n°2009-967 du 3 août 2009, dite Grenelle 1. Il fixe :

- les orientations permettant d'atténuer les effets du changement climatique et de s'y adapter,
- les orientations permettant de prévenir ou de réduire la pollution atmosphérique avec la définition des zones sensibles à la qualité de l'air, qui cartographient les expositions à la pollution de l'air les plus marquées
- par zones géographiques les objectifs qualitatifs et quantitatifs à atteindre en matière de valorisation du potentiel énergétique terrestre, renouvelable et de récupération ou d'en atténuer les effets.

- **Le Plan Régional Qualité de l'Air (PRQA)**

Le PRQA est un outil d'information, de concertation et d'orientation pour préserver la qualité de l'air.

Introduit par la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie du 30 décembre 1996, le Plan Régional de Qualité de l'Air consiste à fixer les orientations à moyen et long terme permettant de prévenir ou de réduire la pollution atmosphérique afin d'atteindre les objectifs de la qualité de l'air définis dans ce même plan. L'élaboration du PRQA a été confiée aux Conseils Régionaux par la loi relative à la démocratie de proximité du 27 février 2002.

Il doit être réévalué au maximum tous les cinq ans.

- **Le Plan de Protection de l'Atmosphère (PPA)**

Le Plan de Protection de l'Atmosphère a été introduit par la Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Énergie (dite LAURE) du 30 décembre 1996 et s'applique aux agglomérations de plus de 250 000 habitants et aux zones dans lesquelles les valeurs limites de qualité de l'air ne sont pas respectées ou risquent de ne pas être respectées.

Il définit les objectifs permettant de ramener, à l'intérieur de l'agglomération ou de la zone concernée, les niveaux de concentration en polluants dans l'atmosphère à un niveau inférieur aux valeurs limites définies dans le code de l'environnement (R221-1). Il est élaboré sous la responsabilité des Préfets de département ou des préfets de région.

Pour ce faire, le plan établit la liste de l'ensemble des actions en faveur de la qualité de l'air menées sur son territoire, assorties du responsable de la mise en œuvre de chaque action, de son coût et si possible de son impact sur les émissions et la qualité de l'air. Il évalue l'impact global de ces actions sur la qualité de l'air et le respect des valeurs limites. Il identifie les mesures pouvant être prises par les autorités administratives. Des prescriptions particulières applicables aux différentes sources d'émission (chaudières, usines, trafic routier, combustion du bois, ...) sont prises par arrêté préfectoral. Chaque plan doit faire l'objet d'une enquête publique et présentera un état d'avancement annuel.

- **Les Plans climat territoriaux et Agendas 21**

L'Agenda 21 est la démarche territoriale qui permet de définir les actions qui seront mises en œuvre concrètement en matière de développement durable, c'est-à-dire qui visent à prendre en compte en même temps les dimensions économiques, sociales et environnementales.

L'objectif est de promouvoir des actions adaptées aux spécificités locales visant à améliorer l'efficacité énergétique et à réduire les émissions de gaz à effet de serre.

Les Plans Climat Territoriaux sont l'une des grandes orientations du Plan Climat 2004 qui souligne le rôle primordial des collectivités territoriales en matière de lutte contre le changement climatique. Un Plan Climat Territorial, adaptation du Plan Climat, doit permettre aux collectivités d'identifier sur leur territoire les activités principales responsables d'émissions de gaz à effet de serre, pour ensuite déployer des plans d'action et mettre en place une politique climatique. S'ils n'ont pas vocation à proposer des actions pour la qualité de l'air, ils doivent par leur compatibilité avec les SRCAE, s'assurer du respect des objectifs de la qualité de l'air. Si toutefois, des actions en faveur de la qualité de l'air étaient menées, et s'ils se trouvent en périmètre PPA, ces actions doivent répondre au contenu des actions contenues dans un PPA et faire l'objet d'un suivi annuel.

¹⁶⁰ Sauf les PRQA déjà mis à la consultation où la sortie de la loi Grenelle 2. Les PRQA ne représentent toutefois par le volet « air » des SRCAE

- Le Schéma de Cohérence Territorial (SCoT)

Le SCoT est un document d'orientations qui fixe, à l'échelle de plusieurs communes ou groupements de communes, les organisations fondamentales de zones urbaines, industrielles, touristiques, agricoles et naturelles. Il fixe les objectifs des diverses politiques publiques en matière d'habitat, de développement économique, de déplacements. Depuis la LG2, il prend en compte la qualité de l'air.

- Le Plan local d'urbanisme (PLU)

Le Plan local d'urbanisme (PLU) est le principal document d'urbanisme de planification de l'urbanisme communal ou éventuellement intercommunal.

Il assure la cohérence de l'espace urbain et définit les règles de construction pour chaque unité foncière. Le Plan Local d'Urbanisme touche de nombreux actes liés à l'achat, la transformation d'un immeuble ou d'un terrain.

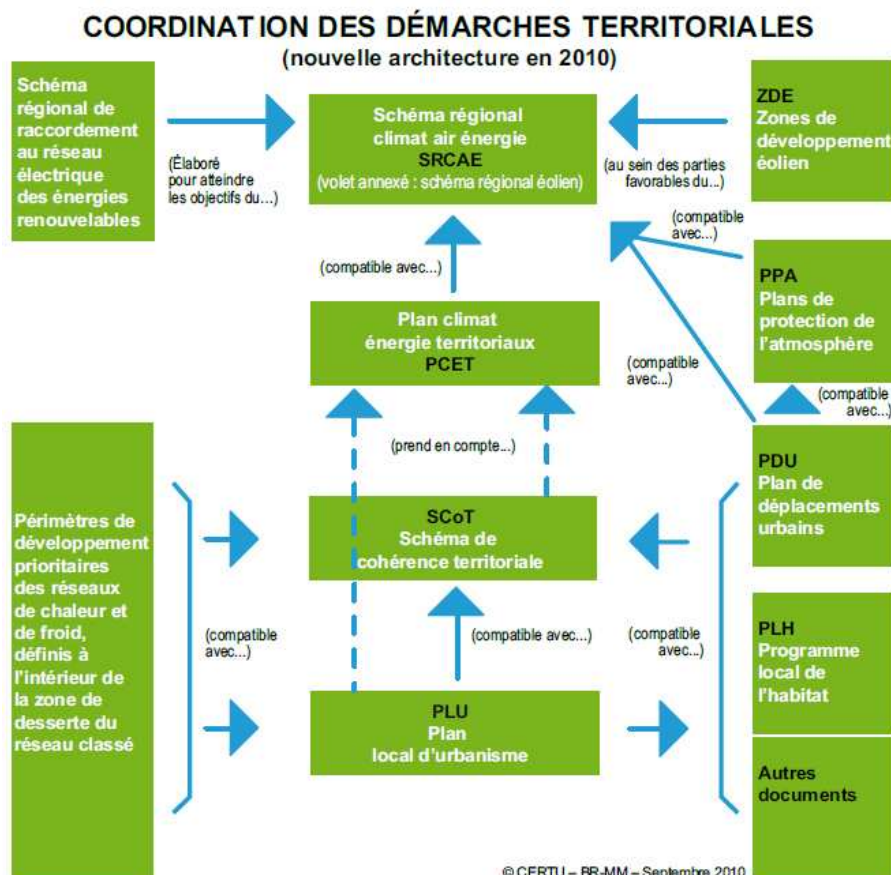
Un plan local d'urbanisme peut être élaboré au niveau d'une commune ou au niveau d'une structure intercommunale, par exemple une communauté d'agglomérations ou une communauté urbaine.

C'est un outil réglementaire, qui définit et règle l'usage des sols sur l'ensemble du territoire communautaire. Il concerne toutes les parcelles, qu'elles soient privées ou publiques. Il détermine notamment les droits à construire et les conditions d'évolution attachés à chaque parcelle d'une commune. Le Plan Local d'Urbanisme (PLU) organise le cadre de vie à l'intérieur d'une ville. Son contenu est défini par le Code de l'Urbanisme.

- Le Plan de Déplacements Urbains (PDU)

La loi sur l'air de 1996 impose aux agglomérations de plus de 100 000 habitants de mettre en place un Plan de Déplacements Urbains (PDU). Il vise à développer les transports collectifs et les modes de transport propres, à organiser le stationnement et à aménager la voirie. Il permet d'assurer un équilibre durable entre d'une part les besoins de mobilité, et d'autre part, la protection de l'environnement et la santé.

Le projet de PDU fixe les grandes orientations pour les années à venir. Il doit être compatible avec le PPA éventuellement présent sur son territoire notamment sur un objectif de réduction des émissions de polluants dans l'air.



ANNEXE III-4 : Normes de la qualité de l'air en vigueur au 1^{er} janvier 2010¹⁶¹

Source : DGEC, Bilan de la qualité de l'air en France en 2010

DIOXYDE d'AZOTE (NO ₂)		
Objectif de qualité	40 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeurs limites 2010 pour la protection de la santé humaine	200 µg/m ³	en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 18 heures par an
	40 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeur limite pour la protection de la végétation	30 µg/m ³	en moyenne annuelle d'oxydes d'azote
Seuil d'information et de recommandation	200 µg/m ³	en moyenne horaire
Seuils d'alerte	400 µg/m ³	en moyenne horaire
	ou si 200 µg/m ³ en moyenne horaire à J-1 et à J et prévision de 200 µg/m ³ à J+1	

OZONE (O ₃)		
Objectif de qualité pour la protection de la santé humaine	120 µg/m ³	pour le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures par an
Objectif de qualité pour la protection de la végétation	6 000 µg/m ³ .h.	en AOT40, calculée à partir des valeurs sur 1 heure de mai à juillet
Valeur cible à compter de 2010 pour la protection de la santé humaine	120 µg/m ³	maximum journalier de la moyenne sur 8 heures à ne pas dépasser plus de 25 jours par an (en moyenne sur 3 ans)
Valeur cible à compter de 2010 pour la protection de la végétation	18 000 µg/m ³ .h.	en AOT40, calculée à partir des valeurs sur 1 heure de mai à juillet (en moyenne sur 5 ans)
Seuil d'information et de recommandation	180 µg/m ³	en moyenne horaire
Seuil d'alerte	240 µg/m ³	en moyenne horaire
Seuils d'alerte nécessitant la mise en œuvre progressive de mesures d'urgence	1 ^{er} seuil : 240 µg/m ³	moyenne horaire pendant 3 heures consécutives
	2 ^{ème} seuil : 300 µg/m ³	moyenne horaire pendant 3 heures consécutives
	3 ^{ème} seuil : 360 µg/m ³	en moyenne horaire

MONOXYDE de CARBONE (CO)		
Valeur limite pour la protection de la santé humaine	10 mg/m ³ soit 10 000 µg/m ³	pour le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures

¹⁶¹ Définies par l'article R.221-1 du Code de l'environnement.

PARTICULES (PM ₁₀)		
Objectif de qualité	30 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeurs limites pour la protection de la santé humaine	50 µg/m ³	en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 35 jours par an
	40 µg/m ³	en moyenne annuelle
Seuil d'information et de recommandation	80 µg/m ³	en moyenne sur 24 heures
Seuil d'alerte	125 µg/m ³	en moyenne sur 24 heures

PARTICULES (PM _{2,5})		
Objectif de qualité	10 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeur cible pour la protection de la santé humaine	20 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeur limite 2010 pour la protection de la santé humaine	29 µg/m ³ (25 µg/m ³ en 2015)	en moyenne annuelle

DIOXYDE de SOUFRE (SO ₂)		
Objectif de qualité	50 µg/m ³	en moyenne annuelle
Valeurs limites pour la protection de la santé humaine	350 µg/m ³	en moyenne horaire à ne pas dépasser plus de 24 heures par an
	125 µg/m ³	en moyenne journalière à ne pas dépasser plus de 3 jours par an
Valeur limite pour la protection des écosystèmes	20 µg/m ³	en moyenne annuelle et en moyenne sur la période du 1er octobre au 31 mars
Seuil d'information et de recommandation	300 µg/m ³	en moyenne horaire
Seuil d'alerte	500 µg/m ³	en moyenne horaire pendant 3 heures consécutives

ANNEXE III-5 : Les normes « Euro »

Type de véhicule	Norme	Date 1ère immatriculation	CO	HC	HCNM	HC+Nox	NOx	Particules
VP Diesel								
<i>limites d'émissions en g/km</i>								
	Euro 1	31/12/1992	2,72			0,97		0,140
	Euro 2	01/01/1997	1,00			0,70		0,080
	Euro 3	01/01/2001	0,64			0,56	0,50	0,050
	Euro 4	01/01/2006	0,50			0,30	0,25	0,025
	Euro 5	01/01/2011	0,50			0,23	0,18	0,005
	Euro 6	01/09/2015	0,50			0,17	0,08	0,005
VP Essence								
<i>limites d'émissions en g/km</i>								
	Euro 1	31/12/1992	2,27			0,97		
	Euro 2	01/01/1997	2,20			0,50		
	Euro 3	01/01/2001	2,30	0,2			0,15	
	Euro 4	01/01/2006	1,00	0,1			0,08	
	Euro 5	01/01/2011	1,00	0,1	0,068		0,06	0,005
	Euro 6	01/09/2015	1,00	0,1	0,068		0,06	0,005
VUL Diesel								
<i>limites d'émissions en g/km</i>								
< 1305 kg	Euro 1	01/10/1994	2,72			0,97		0,140
	Euro 2	01/10/1997	1,00			0,60		0,100
	Euro 3	01/01/2001	0,64			0,56	0,50	0,050
	Euro 4	01/01/2006	0,50			0,30	0,25	0,025
	Euro 5	01/01/2011	0,50			0,23	0,18	0,005
	Euro 6	01/09/2015	0,50			0,17	0,08	0,005
1305 - 1760 kg	Euro 1	01/10/1994	5,17			1,40		0,190
	Euro 2	01/10/1998	1,20			1,10		0,150
	Euro 3	01/01/2002	0,80			0,72	0,65	0,070
	Euro 4	01/01/2007	0,63			0,39	0,33	0,040
	Euro 5	01/01/2012	0,63			0,30	0,24	0,005
	Euro 6	01/09/2016	0,63			0,20	0,11	0,005
> 1760 kg	Euro 1	01/10/1994	6,90			1,70		0,250
	Euro 2	01/10/1998	1,35			1,30		0,200
	Euro 3	01/01/2002	0,95			0,86	0,78	0,100
	Euro 4	01/01/2007	0,74			0,46	0,39	0,060
	Euro 5	01/01/2012	0,74			0,35	0,28	0,005
	Euro 6	01/09/2016	0,74			0,22	0,13	0,005
PL Diesel								
<i>limites d'émissions en g/kWh</i>								
	Euro 0		11,20	2,40			14,4	
	Euro I	01/10/1993	4,50	1,10			8,0	0,36
	Euro II	01/10/1996	4,00	1,10			7,0	0,15
	Euro III	01/10/2001	2,10	0,66			5,0	0,13
	Euro IV	01/10/2006	1,50	0,46			3,5	0,02
	Euro V	01/10/2009	1,50	0,46			2,0	0,02
	Euro VI	01/01/2014	0,15	0,13			0,4	0,01

BIBLIOGRAPHIE

ADEME, Classification et critères d'implantation des stations de surveillance de la qualité de l'air, 2002 (en cours de révision par le LCSQA)

ADEME, Etat de l'art sur le développement des LEZ en Europe, mise à jour 2011 ?

ADEME, La qualité de l'air dans les agglomérations françaises, Données et références, 2011

AFSSET, Impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, Estimation de l'impact lié à l'exposition chronique aux particules fines sur l'espérance de vie, juin 2005

AFSSET « Impacts économiques des pathologies liées à la pollution. Etude d'impact sur les coûts que représentent pour l'Assurance maladie certaines pathologies liées à la pollution. Illustration avec l'asthme et le cancer ». 2007.

Ahmed NS ; El-Cendy KS.; El-Refaie A. KH. ; Marzouk S. A.; Bakry N. S.; El-Sebae A. H.; Soliman S.A.(1987) ; Assessment of Lead Toxicity in Traffic Controllers of Alexandria, Egypt, Road Intersections ; Archives of Environmental Health: An International Journal, Volume 42, Issue, pages 92 - 95

Airparif, Origine des particules en Ile-de-France, septembre 2011

Aleberini A., Hunt A., Markandya A. (2004) „Willingness to pay to reduce mortality risks : evidence from a three country contingent valuation study“

Annesi-Maesano I., Dab W. (2006) - Pollution atmosphérique et poumon : approche épidémiologique : Médecins/sciences vol. 22

ANSES (2010) - Activités professionnelles et qualité de l'air des parcs de stationnement couverts ; Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail [archive] Saisine n° « 2008-003 », 8 p

APHEIS (Air Pollution and Health : A European Information System, rapport de la troisième phase 2002-2003, juillet 2004

APHEKOM (Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe), Summary Report of the Aphekom project 2008-2011

Aschan-Leygonie C. et Baudet-Michel S., - Risque, vulnérabilité, résilience : comment les définir dans le cadre d'une étude géographique sur la santé et la pollution atmosphérique en milieu urbain ? 2009

Biausque V., Valeur statistique de la vie humaine : une méta-analyse 2011, OCDE

CERTU et CETE de Lyon, La dispersion des polluants aux abords des infrastructures routières, juin 2009

CGDD, La qualité des eaux de pluie : acidité en baisse mais pas de progrès pour les dépôts d'azote, Le Point sur n°88, juin 2011

Chanel O., Masson S., Scapecchi P., Vergnaud J-C. Monétarisation des effets de la pollution atmosphérique sur la santé de la population française : une approche européenne décembre 1999

Chanel O., Luchini S. (2010) Monetary values for air pollution risk of death : a contingent valuation survey updated mimeo of working paper 2008-05 GREQAM

Chestnut L. G. and Mills D. M., A Fresh Look at the Benefits and Costs of the US Acid Rain Program, Journal of Environmental Management, 2006

Chevasson C. et Crozety Y. « Etat de l'art sur le prix de la vie humaine dans le domaine de la sécurité routière », rapport de recherche pour le programme Arcos, LET, Lyon (2002)

CITEPA, Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en France, avril 2011

CITEPA, Optinec 2011

Commissariat Général au Plan, Transports : choix des investissements et coûts des nuisances, Rapport du groupe d'experts présidé par Marcel Boiteux, rapport dit Boiteux II, La Documentation française, 2001

Commissariat Général au Plan, Transports : pour un meilleur choix des investissements, Rapport du groupe d'experts présidé par Marcel Boiteux, rapport dit Boiteux II, La Documentation française, 1994

Commission Européenne (2005) - Externalities of Energy : Methodology 2005 Update, ExterneE

Commission Européenne, Handbook on estimation of external costs in the transport sector, 2007

Cropper et Freeman (1991) et Viscusi(1993) cités dans Externe (op. citus)

Crozet Y., Vincent B. et Chevasson G. Valeur de la vie humaine et sécurité routière : de l'incubation à l'émergence de nouvelles préférences collectives, Transports n° 421, septembre-octobre 2003

Darbéra R., Effets redistributifs et allocatifs d'une modification de la TIPP sur les carburants automobiles, RTS Recherche Transport Sécurité, n°72, Paris, Juillet-Septembre 2001

DARES : « Les ouvriers du bâtiment et des travaux publics », Premières synthèses – Informations, février 2008, N° 7.

De Rosa M, Zarrilli S, Paesano L, Carbone U, Boggia B, Petretta M, Maisto A, Cimmino F, Puca G, Colao A, Lombardi G.(2003) - Traffic pollutants affect fertility in men, Hum Reprod 18:1055-61.

Dejmek J, Jelínek R, Solansky I, Benes I, Srám RJ (2000) - Fecundability and parental exposure to ambient sulfure dioxide. Environ Health Perspect ;108:647-654.

Deguen S., Zmirou-Navier D. - (2010) - Expositions environnementales et inégalités sociales de santé, adsp 73, décembre 2010

Demmou L., La désindustrialisation en France, Document de travail de la DG Trésor, numéro 2010/01, juin 2010

Denise Pumain (1995) - L'organisation de la ville

B. Desaignes et al. (2007), Final Report on the monetary valuation of mortality and morbidity risks from air pollution, Report from New Energy Externalities Development for Sustainability Research Stream 1b, February 2007.

Diaf N., Bouchaour M. et Benyoucef B., Paramètres influençant la dispersion des polluants gazeux, Revue Energies Renouvelables, 2003

Dockery et all. (1993) - « Harvard six cities studies (HSCS) »

Finkelstein MM, Jerrett M and Sears MR,. (2005) - Environmental inequality and circulatory disease mortality gradients J.Epidemiol. Community Health 59;481-87.

Finkelstein MM, Jerrett M, De Luca P, Finkelstein N, Verma DK, Chapman K, Sears (2003) - Relation between income, air pollution and mortality: a cohort study MR. Canadian Medical Association Journal CMAJ. 169(5):397-402.

Hajat S., Anderson H.R., Atkinson R.W., Haines A., (2002) - Effects of air pollution on general practitioner consultations for upper respiratory diseases in London Occupational and Environmental Medicine ;59:294-299.

IAU Ile-de-France, Lez (Low Emission Zone) ou zone à faibles émissions polluantes, note rapide n° 519, octobre 2010

INRETS, Transport routier - Parc, usage et émissions des véhicules en France de 1970 à 2025, 2004

INSERM, Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ?, 1999

Institut National du Cancer (INCa) (2009) - Collection Fiches repère Etat des connaissances - www.e-cancer.fr

INVS (2008) - Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine, concepts et méthodes, mars 2008

InVS, Exposition de la population française aux substances chimiques de l'environnement - Tome 1 - Présentation générale de l'étude - Métaux et métalloïdes, mars 2011

Kelly F.J., Dunster C., Mudway I. (2003) - Air pollution and the elderly: oxidant/antioxidant issues worth consideration, European Respiratory Journal, 21 (suppl. 40):70s-75s.

Krewski D, Burnett RT, Goldberg MS, Hoover K, Siemiatycki J, Jerrett M, Abrahamowicz M, White Overview of the reanalysis of the Harvard six cities study and American Cancer society of particules air pollution and mortality (2003), in J Toxicol Environ Health A 2003; 66:1507-51

Kristin A. Miller, David S. Siscovick, Lianne Sheppard, Kristen Shepherd, Jeffrey H. Sullivan, Garnet L. Anderson, Joel D. Kaufman (2007) - Long-term exposure to air pollution and incidence of cardiovascular events in women [archive], , New Eng J Med 356:447-458.

Krupnick et al. (2002) – « Age, Health and the Willingness to Pay for Mortality Risk Reductions : A contingent Valuation Survey of Ontario Residents », *J risk and Uncertainty*, vol 24 (2) 161 - 186

Künzli N., Kaiser R., Medina S., Studnicka M., Oberfeld G., Horak F., Health Costs due to Road Traffic-related Air Pollution, *Air Pollution Attributable Case*, 1999

Laden F, Schwartz J, Speizer FE and Dockery (2006) - Reduction in fine particulate air pollution and mortality : extended follow-up of the Harvard six cities study *Am J Respir Crit Care Med* 2006.

Laurent O., Bard D., (2007) - Niveau socio-économique, pollution atmosphérique et santé : quelles approches méthodologiques, *École nationale de la santé publique*, dans *Extrapol* n° 31, juin 2007

Laurent O., Pedrono G., Segala C., Filleul L., Havard S., Deguen S., Schillinger C. Rivière E. et Bard D. - Air Pollution, Asthma Attacks, and Socioeconomic Deprivation: A Small-Area Case-Crossover Study, *American Journal of Epidemiology*, Vol. 168, No. 1 p58-65, 2008

Laurent O., [Benichou J](#), Pedrono G, Segala C., [Filleul L](#), [Deguen S](#), Rivière E. , [Bard D](#)) - Estimating the short-term health impacts of air pollution in populations of divergent socioeconomic deprivation levels: A methodological challenge dans *Environnement, risques et santé*, 2012, vol. 11, n°1, pp. 52-60

Le Net M. (1978) *Le prix de la vie humaine*, La document Française

Lin M, Chen Y, Villeneuve PJ, Burnett RT, Lemyre L, Hertzman C, McGrail KM, and Krewski D (2004) - Gaseous air pollutants and asthma hospitalization of children with low household income in Vancouver, British Columbia, Canada *Am J Epidemiology* ;159:294-303

Marie-Luce Choukroun (Année) - *Le poumon de l'enfant*, Explorations Fonctionnelles Respiratoires CHU de Bordeaux, Laboratoire de Physiologie, Université Bordeaux II. 33 Bordeaux. France

MASSE E. - Analyse économique de la rentabilité des filtres à particules sur les véhicules diesels neufs, *Economie et Prévision* 2005/1, n° 167

MEDDE ADEME, *Le bois énergie et la qualité de l'air*, Note de synthèse, 17 juillet 2009

MEDDE, DGEC, *Bilan de la qualité de l'air en 2010, 2011*

MEDDE, DGEC, 26 plaquettes régionales

Miller T, (2000) Variations between countries in value of statistical Life, in *journal of transport economics and policy* volume 34,

Ministère du Budget, des Comptes publics, de la Fonction Publique et de la Réforme de l'Etat, *Circulaire du 30 mars 2011*

Mohamed Amine Boutaba, *Dynamique du prix des permis d'émission négociables et la formation des anticipations : une revue de littérature*, Laboratoire CARE, Université de Rouen, 2006

Morin JP., Gouriou F., Preterre D., Delmas V. et Bobbia M. (2008) *Mesures de concentration des polluants émis par le transport automobile dans l'habitacle d'un véhicule inséré dans le trafic routier*

Muller, Nicolas. Z., et Robert Mendelsohn (2007), « Measuring the Damages of Air Pollution in the United States », *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 54, juillet.

Nedellec, Mosqueron, Desqueyroux, Effets des normes Euro IV et V sur la réduction des impacts sanitaires du trafic routier urbain en France, *Environnement, Risques & Santé*, 2009

A. Netten, and L. Curtis (2000) « Unit costs of Health and Social Care 2000 ». Personalisé Social Services Research Unit (PSSRU).

Nicolas J-P. et al. 10 ans de monétarisation des effets locaux de la pollution atmosphérique, octobre 2002

Ole Hertel¹, Steen Solvang Jensen, Helle Vibeke Andersen, Finn Palmgren, Peter Wåhlin¹, Henrik Skov, Ivan Vejsgaard Nielsen, Mette Sørensen, Steffen Loft, and Ole Raaschou-Nielsen (2001) - Human exposure to traffic pollution. Experience from Danish studies*, in *Pure Appl. Chem.*, Vol. 73, No. 1, pp. 137-145,

ORS Rhône Alpes, Tableau de bord Santé Environnement Rhône-Alpes, 2007

Parker JD, Woodruff TJ, Basu R, Schoendorf KC., Air pollution and birth weight among term infants in California *Pediatrics* 2005;115(1):121-128

Pereira LAA, Loomis D, Conceição GMS, Braga ALF, Arcas RM, Kishi HS, Singer JM, Böhm GM, Saldiva (1988) - Association between air pollution and intrauterine mortality in São Paulo, Brésil *OHN Environ Health Perspect*;106:325-9

Ponce N.A, Hoggatt K.J, Wilhelm M. et Ritz B (2005) - Preterm birth: the interaction of traffic-related air pollution with economic hardship in Los Angeles. *Am J Epidemiol* 162; 140-48.

Pope CA, Jun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW (1995) -. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995; 151: 669-74.

Primequal – Predit – Qualité de l'air et particules

Rabl A. et Spadaro J.V., Les coûts externes de l'électricité, *Revue de l'Energie*, n°525, mars-avril 2001

A. Rabl (2002) « Relation between life expectancy and probability of dying » Report Centre d'Énergétique, Ecole des Mines Paris.

Ready et al. (2004) Contingent valuation of ill health caused by pollution: testing for context and ordering effect. *Portuguese Economics Journal* 3

Ready. R. and Navrud S. (2004) : "Morbidity value transfer", in *Environmental value transfer: issues and methods*, Amsterdam: Kluwer Academic Publishers

Ready, R., Navrud S., Day B, Dubourg R., Machado F., Mourato S., Spanninks F., and M. X. V. Rodriguez (2004), "Benefit Transfer in Europe: How Reliable Are Transfers Across Countries?", *Environmental & Resource Economics*, 29, p: 6

Références CGDD, L'évaluation des politiques de soutien aux carburants alternatifs, *Les comptes des transports en 2010 (tome 2) - Les dossiers d'analyse économique des politiques publiques des transports*, 2011

Rémy Slama et al. (2009) - Maternal Personal Exposure to Benzene during Pregnancy and Intrauterine Growth and the EDEN mother-child cohort study group, *Environmental Health Perspectives* 117(8).

Richert P., *Qualité de l'air et changement climatique : un même défi, une même urgence – Une nouvelle gouvernance pour l'atmosphère*, février 2007

Robin C. Puett et al (2008) - Chronic Particulate Exposure, Mortality, and Coronary Heart Disease in the Nurses' Health Study", in *American Journal of Epidemiology*

Sagiv SK, Mendola P, Loomis D, Herring AH, Neas LM, Savitz D, Poole C (2005) - A time series analysis of air pollution and preterm birth in Pennsylvania, 1997-2001. *Environ Health Perspect* 113 :602-606.

SETRA, Émissions routières de polluants atmosphériques, Note d'information du Sétra – Série Economie Environnement Conception n° 92 9

Sterner, T. and Turnheim, B., 2009, Innovation and Diffusion of Environmental Technology : Industrial NOx Abatement in Sweden under Refunded Emission Payments, *Ecological Economics* 68(12)

Tessier J.F. et Bartaire J. G. (2005) - Les seniors, une cible privilégiée pour la pollution atmosphérique revue *Extrapol* n°26

Thisse J. F., Maurel F., Perrot A., Prager J. C., Puig J. P., *Villes et économie*, La Documentation française, 2004

Turner MS, Arden Pope C., Chen L., Gasptur SM., Thun MJ., (2011) – Long terme Ambient Fine Particulate Matter Air Pollution and Lung Cancer in a Large Cohort of Never-Smokers in *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, octobre 2011

Villeneuve PJ, Goldberg MS, Krewski D, Burtnett RT and Chen Y (2002) - Fine particles air pollution and all cause mortality within the Harvard six cities study: variations in risk by period of exposure in. *Ann Epidemiol* 2002 ;12:568-76

Villeneuve PJ, Goldberg MS, Krewski D, Burtnett RT and Chen Y (2002) - Fine particles air pollution and all cause mortality within the Harvard six cities study : variations in risk by period of exposure in. *Ann Epidemiol* 2002 ;12:568-76

Viscusi et Aldy (2003) cité dans *ExternE* (op. citus)

Wilhelm M, Ritz B.(2003) - Residential proximity to traffic and adverse birth outcomes in Los Angeles Country, California, 1994-1996 *Environ Health Perspect*;111:207-216

Williams L, Spence A, Tideman SC (1977) -. Implications of the observed effects of air pollution on birth weight. *Soc Biol* 24(1):1-9.

Ye F., Piver W.T., Ando M., Portier C.J.(2001) - Effects of temperature and air pollutants on cardiovascular and respiratory diseases for males and females older than 65 years of age in Tokyo, July and August 1980-1995, *Environmental Health Perspectives*;109 (4): 355-359.

Sites internet

Actu-environnement

Airparif

ASPA

ATMO France

CITEPA

EMEP

INERIS

MEDDE (DGEC, DGPR, DGITM et CGDD)

Commissariat général au développement durable

Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Tour Voltaire

92055 La Défense cedex

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouver cette publication sur le site :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

**Ministère de l'Écologie,
du Développement durable
et de l'Énergie**

**Commissariat général
au développement durable**

Service de l'économie,
de l'évaluation et de l'intégration
du développement durable

Tour Voltaire
92055 La Défense cedex
Tél. : (33) 01 40 81 21 22



Dépôt légal : juillet 2012
ISSN : 2102 - 474X
ISBN : 978-2-11-128730-3